

# VU Research Portal

## **Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Haringvliet en de Amer**

van Hattum, A.G.M.; Burgers, I.; van der Horst, A.; Wegener, J.W.M.; den Besten, P.J.; Swart, C.P.

1998

### **document version**

Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link to publication in VU Research Portal](#)

### **citation for published version (APA)**

van Hattum, A. G. M., Burgers, I., van der Horst, A., Wegener, J. W. M., den Besten, P. J., & Swart, C. P. (1998). *Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Haringvliet en de Amer*. (IVM Report; No. E-98/08). RIZA.

### **General rights**

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

### **Take down policy**

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

### **E-mail address:**

[vuresearchportal.ub@vu.nl](mailto:vuresearchportal.ub@vu.nl)

# **Biomonitoring van microverontreinigingen in voedselketens in het Haringvliet en de Amer - Nader Onderzoek HV - AM**

B. van Hattum, I. Burgers, K. Swart, A. van der Horst, J.W. Wegener en  
P.J. den Besten\*

E-98/08

September 1998

---

\* Rijkswaterstaat, RIZA, Lelystad

**In opdracht van Rijkswaterstaat RIZA (opdrachten nrs. RI - 1770 / RI-2340)**

IVM

Instituut voor Milieuvraagstukken  
Vrije Universiteit  
De Boelelaan 1115  
1081 HV Amsterdam  
Tel. 020-4449 555  
Fax. 020-4449 553  
E-mail: [secr@ivm.vu.nl](mailto:secr@ivm.vu.nl)

Deze publikatie kan besteld worden bij:

RIZA  
Postbus 17  
8300 AA Lelystad  
Tel. 0320 - 298411

**Copyright © 1998, Instituut voor Milieuvraagstukken, RIZA en Rijkswaterstaat**

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

## Voorwoord

In deze studie werden microverontreinigingen geanalyseerd in waterplanten, schelpdieren, vissen uit de Amer en het Haringvliet, en in eieren van aalscholvers uit nabijgelegen een nabij gelegen kolonies (Ventjagersplaten).

Het onderzoek werd uitgevoerd als deelproject binnen het onderzoekprogramma gericht op de beoordeling van de kwaliteit van de waterbodem in het Benedenrivierengebied in het kader van het Nader Onderzoek Zuidrand. De analyses werden uitgevoerd in opdracht van het RIZA. In dit technische rapport worden de resultaten van de chemische analyses gepresenteerd.

Vanuit het RIZA werd het project begeleid door Mw. Ir. C.A. Schmidt en Dr P. den Besten. Binnen het IVM werd het project gecoördineerd door Dr B. van Hattum en Drs. J.W. Wegener.

De monsternamen en aanlevering van ongewervelden, waterplanten, vissen en eieren werd in de meeste gevallen uitgevoerd door derden. De auteurs zijn onder meer dank verschuldigd aan: Drs T. Boudewijn, Drs S. Dirksen en Drs G. van Beek van Bureau Waardenburg BV (vissen en aalscholvereieren) en de Meetdienst van Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland.



## Inhoud

Samenvatting	iii
Abstract	v
1. Inleiding	1
1.1 Nader Onderzoek Zuidrand	1
1.2 Doelstellingen	1
1.3 Lokaties en parameterkeuze	2
1.4 Rapportage	7
2. Opzet en uitvoering	9
2.1 Monsternamen	9
2.2 Homogeniseren van monsters	10
2.3 Analyse van zware metalen	11
2.4 Standaard PCB's, OCB's en PAK's	11
2.5 Vlakke PCB's: non- en mono ortho gesubstitueerde congenen	12
2.6 Analyse van PCDD's en PCDF's	13
2.7 Kwaliteitsbewaking van analyses	13
2.8 Dataverwerking	14
3. Resultaten en discussie	15
3.1 Waterplanten	15
3.2 Schelpdieren	18
3.3 Vissen	20
3.4 Aalscholvereieren	23
3.5 Lokatie-specifieke beoordeling	25
3.6 Doorvergiftigingsrisico's	29
3.7 Voorspelbaarheid van PCB-gehalten	31
3.8 Vergelijking met voorgaand onderzoek	33
4. Conclusies	35
Referenties	37
Bijlagen	43
Bijlage 1. Overzicht aantallen organismen en geanalyseerde parameters	45
Bijlage 2. Basisgegevens bemonsterde organismen	
Bijlage 3. Zware metalen in organismen	
Bijlage 4. PCB's in organismen	

Bijlage 5.	OCB's in organismen	
Bijlage 6.	PAK's in organismen	
Bijlage 7.	Non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's in organismen	
Bijlage 8.	Samenvatting van somparameters organische microverontreinigingen	
Bijlage 9	Dioxines (PCDD's / PCDF's) in vismonsters uit de Amer (ng/kg)	
Bijlage 10.	Toxiciteitsequivalentfactoren (TEF) voor PCB's, dioxines (PCDD's) en dibenzofuranen (PCDF's)	67
Bijlage 11.	Ecotoxicologische grenswaarden en consumptienormen	69

## Samenvatting

In het kader van het nader onderzoek in de Amer en het Haringvliet zijn in opdracht van Rijkswaterstaat RIZA microverontreinigingen geanalyseerd in waterplanten (schedefon-teinkruid, rivierfonteinkruid, *Zannichellia sp.*), schelpdieren (Aziatische mossel), vissen (blankvoorn, baars, paling, brasem, snoekbaars), alsmede in eieren van aalscholvers (kolonie Ventjagersplaten) uit de omgeving van de Amer en het Haringvliet. In totaal werden 7 tot maximaal 59 verschillende stoffen (zware metalen, non-mono- en di-ortho gesubstitueerde PCB's, PAK's, OCB's) in 57 monsters bepaald. De analyses zijn uitgevoerd in de periode november 1995 tot juli 1996 voor de Haringvlietmonsters en tussen januari en augustus 1998 voor de monsters uit de Amer. De hier beschreven studie sluit aan op voorgaande studies in de Nieuwe Merwede, de Brabantsche en Dordtsche Biesbosch en het Hollandsch Diep en had tot doel het in kaart brengen van de belasting van aquatische organismen en toppredatoren met zware metalen en organische microverontreinigingen en de mate van doorgifte van deze stoffen via voedselketenoverdracht in relatie tot gehalten in andere wateren in de Zuidrand, in andere Nederlandse referentiegebieden en in relatie tot grenswaarden. Door passieve biomonitoring met sedentaire organismen (schelpdieren, waterplanten), afkomstig uit specifieke lokaties binnen het onderzoeksgebied, werden gegevens verzameld ten behoeve van de door de opdrachtgever uitgevoerde evaluatie van urgentie en prioritering van te saneren lokaties.

### Gebiedsverschillen

De gehalten aan zware metalen en organische micro's in vissen, schelpdieren en waterplanten uit de Amer liggen in de meeste gevallen op een vergelijkbaar niveau als waarnemingen uit de Brabantsche-, Dordtsche Biesbosch en het Hollandsch Diep. De gehalten in vissen en waterplanten uit het Haringvliet liggen veelal lager dan de gehalten gevonden op andere locaties in het Benedenrivierengebied. Gehalten aan PCB's, OCB's, PAK's en Zn in schelpdieren uit het Haringvliet liggen op een relatief hoog niveau, hetgeen mogelijk te maken heeft met verschillen in biologische beschikbaarheid. De gehalten in eieren uit de aalscholverskolonie op de Ventjagersplaten liggen voor de meeste stoffen op een vergelijkbaar of lager niveau dan waarnemingen uit de Brede Water kolonie en meestal (chloorbenzenen en Hg uitgezonderd) ruim onder de waarden gevonden in de Biesbosch kolonie.

### Doorvergiftiging

Voor een aantal stoffen kon de eveneens in voorgaande studies waargenomen biomagnificatie (i.e. met trofische positie toenemende concentraties) in beide watersystemen worden bevestigd. Dit geldt met name voor Hg, de meeste PCB congenen en enkele OCB's. De op biomagnificatie en voedselketenoverdracht duidende trends tussen waterplanten, ongewervelden, vissen en aalscholvers zijn aanwezig zowel op versgewichtsbasis als op vetgewichtsbasis. Ten opzichte van de door de Werkgroep BEO afgeleide toetsingswaarden voor doorvergiftigingsrisico's van microverontreinigingen in organismen zijn een aantal normoverschrijdingen geconstateerd. Bij schelpdieren uit verschillende delen van het Haringvliet levert de accumulatie van planaire PCB's ernstige risico's op ten aanzien schelp-



dier etende predatoren, zoals b.v. de kuifeend. De voorgestelde MTR's voor  $\Sigma$  TEQ en PCB-153 (indic.) worden in aan aantal gevallen met meer dan een factor 20 overschreden. Hoewel in schelpdieren uit de Amer geen planaire PCB's zijn bepaald, zijn op grond van extrapolatie van standaard PCB gehalten nog veel hogere overschrijdingen te verwachten. Cd gehalten in schelpdieren liggen in beide gebieden tot 10 maal boven de voorgestelde MTR's. De MTR voor anorganisch Hg wordt in het Haringvliet benaderd. Beoordeeld als methyl-Hg in schelpdieren wordt de MTR op enkele locaties in het Haringvliet benaderd of overschreden.

Voor schedefonteinkruid geldt dat de Cd en Hg gehalten in beide gebieden soms dermate hoog zijn dat consumptie van plantedelen risico's oplevert voor plantenetende vogels zoals meerkoeten, kleine zwanen en wilde zwanen. De MTR voor Cd in waterplanten wordt op alle locaties overschreden; de MTR voor anorganisch Hg wordt op de meeste locaties in het Haringvliet overschreden. Beoordeeld als methyl-Hg liggen de gehalten in waterplanten op alle locaties in het Haringvliet boven de MTR en op twee locaties in de Amer. Planaire PCB gehalten in waterplanten kunnen met name in het Haringvliet risico's opleveren voor herbivore watervogels.

De toetsingswaarde van de Werkgroep BEO voor toxische PCB's (PCB-TEQs) in vissen werd voor alle beschouwde soorten overschreden in beide gebieden. De PCB gehalten in grote blankvoorn, brasem en paling uit het Haringvliet en alle soorten uit de Amer liggen daarnaast boven de voorgestelde ecotoxicologische grenswaarde voor aquatische toppredatoren van 100 ( $\mu\text{g/kg}$  (natgewicht;  $\Sigma 7$  PCB's)). Voor alle vissoorten liggen de gehalten boven de in 1989 in het kader van het Otterbeschermingsplan voorgestelde waarde van 25 ( $\mu\text{g/kg}$  (natgewicht;  $\Sigma 7$  PCB's)) en de recent vastgestelde kritische grens voor vitamine A deficiëntie bij de otter van 14  $\mu\text{g/kg}$  (versgewicht  $\Sigma 7$  PCB's)).

### Humane risico's

Overschrijdingen van humane consumptienormen voor visproducten (Warenwet) werden waargenomen in het Haringvliet voor PCB 52 in grote blankvoorn en voor PCB 153 in kleine brasem, alsmede in de Amer voor blankvoorn, brasem en snoekbaars voor meerdere congenen (PCB 52, 101, 138, 153 en 180). Ten opzichte van de Canadese consumptienorm voor 2,3,7,8-TCDD equivalente concentraties van dioxines en PCB's waren overschrijdingen aanwezig bij paling uit het Haringvliet, alsmede blankvoorn, brasem en paling uit de Amer.

### Aalscholvers

De gehalten aan PCB's waargenomen in de aalscholvereieren uit de kolonies Ventjagersplaten liggen ongeveer op een vergelijkbaar niveau als in voorgaand onderzoek in dezelfde kolonie. In beide kolonies liggen de gehalten op versgewichtsbasis gemiddeld de helft lager dan in de Dordtsche Biesbosch in de periode '87-'92. Dit lijkt consistent met gegevens over het foerageergedrag voor een deel van de kolonie, in nabijgelegen schonere gebieden. Binnen de kolonie is sprake van een aanzienlijke individuele variatie. Non- en mono-ortho PCB gehalten lagen eveneens op een vergelijkbaar niveau als in voorgaand onderzoek.

## Abstract

An assessment was made of *in situ* bioaccumulation and trophic transfer of trace metals (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni) and organic micropollutants (PCBs, PAHs, chlorinated pesticides and dioxins) in aquatic foodchains in the Haringvliet and the Amer area in the Rhine-Meuse estuary in 1994 and 1997. Organisms included were cormorants (eggs of *Phalacrocorax carbo*), several fish species, such as roach (*Rutilus rutilus*), eel (*Anguilla anguilla*), bream (*Abrama bramis*), perch (*Perca fluviatilis*) and pike-perch (*Stizostedion lucioperca*), a freshwater bivalve (*Corbicula fluminea*), and macrophytes (*Potamogeton pectinatus* and *Zannichellia* spp. ). This study and related projects in adjacent waters (published previously) were part of a larger programme, in which the environmental risks and necessity of remediation of contaminated sediments in the Rhine-Meuse estuary are being evaluated. The study was commissioned by Rijkswaterstaat, RIZA (Institute for Inland Watermanagement and Waste Water Treatment).

PCB levels in eggs from the colonie Ventjagersplaten were slightly below levels previously observed in the Dordtsche Biesbosch and comparable to data from the most contaminated locations in the North American Great Lakes.

Concentrations of Hg, Cd, PCBs and chlorinated pesticides in eel, roach, perch, pike-perch and bream in the Haringvliet were lower compared previous studies in more eastern situated waters in the Rhine-Meuse area (Nieuwe Merwede, Brabantsche and Dordtsche Biesbosch and Hollandsch Diep). Wet weight concentrations of most contaminants in eel and bream usually were elevated compared to levels in roach, perch and pike-perch. In the Amer area usually higher concentrations were encountered. Concentrations increasing with size or age were observed for PCBs in roach. Total PCB concentrations in fish exceeded recently proposed Dutch environmental quality objectives, aiming to protect otters and other piscivorous top predators. National human consumption standards for some PCB congeners were exceeded in roach and eel. The Canadian consumption standard for dioxin-equivalents (  $\Sigma$  TCDD-EQ) of toxic PCB's was exceeded in eel.

Trace metals, PCBs, chlorinated pesticides and PAHs were detected in significant concentrations in *Potamogeton* spp. and other macrophytes. Although concentrations of organic micropollutants in macrophytes were lower than levels in molluscs, the results indicate a considerable daily intake of contaminants in herbivorous waterfowl foraging on pondweed. Concentrations of Cd, Hg and planar PCBs exceeded in many cases proposed no-effect levels for secondary poisoning in herbivorous waterfowl.

Levels of toxic PCBs and Cd in bivalves exceeded more than tenfold proposed no-effect levels for secondary poisoning in birds foraging on bivalves.



# 1. Inleiding

## 1.1 Nader Onderzoek Zuidrand

In het Benedenrivierengebied (o.a. Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep, Dordtsche en Brabantsche Biesbosch, Amer en Haringvliet) wordt door Rijkswaterstaat (Directie Zuid-Holland) een grootschalig onderzoek uitgevoerd naar de sanering van verontreinigde waterbodems. In het kader van het Nader Onderzoek Zuidrand (Anonymus, 1992; 1993) is:

- in 1992 onderzoek opgestart in de Nieuwe Merwede;
- in 1993 in het Hollandsch Diep (HD) en de Dordtsche Biesbosch (DB);
- in 1994 in de Brabantsche Biesbosch (BB);
- in 1995 in het Haringvliet en
- in 1997 in de Amer.

Voor elk van de deelgebieden worden aard, omvang en humane en ecotoxicologische risico's van de verontreinigde waterbodems in kaart gebracht, ten behoeve van de vaststelling van de urgentie en prioritering van te saneren locaties binnen de deelgebieden. Management, planning, opzet en werkwijze van het uit te voeren onderzoek zijn beschreven in een in 1993 uitgebracht uitgangsdokument (Anonymus, 1993). Het totale onderzoekprogramma omvat onder meer: beschrijvende milieuchemische-, hydrologische-, geomorfologische-, en ecotoxicologische studies, veldonderzoek met betrekking tot het functioneren van kenmerkende soorten, modellering van gedrag en effecten van sedimentgebonden stoffen, risico evaluatie en multi-criteria evaluaties met betrekking tot de prioritering van te saneren locaties. Daarnaast zijn technologische studies met betrekking tot de haalbaarheid van saneringstechnieken en proefsaneringsprojecten in dit programma opgenomen.

De ecotoxicologische beoordeling van effecten en risico's van verontreinigde sedimenten wordt gecoördineerd door de Werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO), waaraan wordt deelgenomen door RIZA en RWS-ZH. In het kader van het biotisch effectonderzoek in de Nieuwe Merwede (Den Besten, 1993) is onderzoek uitgevoerd door verschillende instellingen en bedrijven, naar onder meer de samenstelling van de bodemmacrofauna, bioassay-studies met bacteriën en ongewervelden, biomonitoring van gehalten aan microverontreinigingen in veldorganismen en modellering van bioaccumulatie resp. voedselketenoverdracht. Door het IVM zijn gehalten bepaald van microverontreinigingen in bodemorganismen, waterplanten, vissen en aalscholvereieren uit het betreffende gebied en referentiegebieden (Van Hattum *et al.*, 1993; 1996). In de onderhavige studie zijn, in opdracht van RIZA, vergelijkbare analyses uitgevoerd aan organismen uit het Haringvliet en de Amer.

## 1.2 Doelstellingen

Het in dit rapport beschreven onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat RIZA (in samenwerking met de Directie Zuid-Holland) als onderdeel van het biologische monitoringsprogramma van de Werkgroep BEO binnen het Nader Onderzoek. Het hier beschreven onderzoek had tot doel het in kaart brengen van de belasting in het Haringvliet en in

de Amer van aquatische organismen en toppredatoren met zware metalen en organische microverontreinigingen en de mate van doorgifte van deze stoffen via voedselketenoverdracht. Daarnaast zijn middels passieve biomonitoring met sedentaire organismen (schelpdieren, waterplanten) afkomstig van specifieke lokaties binnen het Haringvliet en de Amer invoergegevens verzameld voor de aansluitende multicriteria-analyse met betrekking tot de prioritering van te saneren lokaties.

De in dit onderzoek betrokken organismen bestonden uit voor het gebied karakteristieke soorten van verschillende trofische niveaus: schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus* L.), rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*), *Zanichellia* spp., Aziatische mossel (overwegend *Corbicula fluminea*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*), baars (*Perca fluviatilis*), brasem (*Abramis brama*), snoekbaars (*Stizostedion lucioperca*), paling (*Anguilla anguilla*), aalscholvereieren (*Phalacrocorax carbo*).

### 1.3 Lokaties en parameterkeuze

De schelpdieren en waterplanten waren afkomstig van in het NAOZ aangewezen lokatieclusters in het Haringvliet en de Amer, zoals beschreven in Den Besten et al. (1999a,b), waar naar hier kortheidshalve voor wordt verwezen. Het in het NAOZ gehanteerde systeem van lokatie-aanduiding en definiëring (Anonymus, 1992) is gebaseerd op een clustering van in GIS-bestanden aanwezige informatie met betrekking tot ondermeer waterdiepte, sedimentatiegedrag, dikte en kwaliteit van het sedimentpakket en is niet eenvoudig gerelateerd aan geografische coördinaten. Voor een beschrijving van de karakteristieken van de lokaties in dit onderzoek wordt hier kortheidshalve verwezen naar de BEO rapportages<sup>1</sup>. In figuren 1.1 en 1.2 is de ligging van de bemonsterde locaties weergegeven. De basisgegevens en herkomstlokaties van de organismen uit dit onderzoek zijn weergegeven in bijlage 2.

Het analysepakket was vergelijkbaar aan eerder onderzoek (Van Hattum et al. 1993, 1996) In alle organismen werden de 7 standaardcongeneren van PCB's geanalyseerd, alsmede een selectie van 17 verschillende gechlloreerde bestrijdingsmiddelen, verwante omzettingsprodukten en andere gechlloreerde koolwaterstoffen, verder aangeduid als OCB's. In verband met de relatie met het verminderde broedsucces van de aalscholverkolonie in de Dordtsche Biesbosch (Boudewijn en Dirksen, 1991; Dirksen et al., 1995; Van der Gaag et al., 1991) en de voedselketenoverdracht zijn een aantal geselecteerde sterk toxische non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB congeneren (De Voogt et al., 1990; Werkgroep toxiciteitsequivalentfactoren, 1990) geanalyseerd in vissen, aalscholvereieren, en enkele samengestelde monsters van schelpdieren en waterplanten (aangegeven in bijlage 1). Daarnaast werden PAK's geanalyseerd in schelpdieren en in enkele mengmonsters van waterplanten. Binnen de groep van de zware metalen werden de prioritaire elementen Hg en Cd in alle organismen bepaald. De overige zware metalen (Pb, Cu, Zn, Cr en Ni) werden daarnaast ook in de schelpdieren en waterplanten. In paling en blankvoornmonsters uit de Amer, het Haringvliet en de Brabantsche Biesbosch werden ook dioxines bepaald. Een overzicht van de herkomst van monsters, geanalyseerde stoffen en stofgroepen en de in deze rapportage aangehouden aanduiding of af-

---

<sup>1</sup> De in dit rapport gehanteerde lokatie-indeling van het Haringvliet en de Amer (met cijfer- of letteraanduiding) is een voorlopige indeling. Zie BEO-rapportages voor definitieve keuze.

korting van individuele PCB's, PAK's en OCB's is beschreven in bijlage 1.



*Figuur 1.1      Locaties van monstername van schelpdieren en waterplanten in het Haringvliet.*



*Figuur 1.2      Locaties van monstername van schelpdieren en waterplanten in de Amer.*

## **1.4 Rapportage**

Over een deel van de gegevens hebben tussentijdse rapportages plaatsgevonden in verband met door het Waterloopkundig Laboratorium uit te voeren modelsimulaties met betrekking tot opname en effecten van sedimentgebonden stoffen ten behoeve van BEO. De overige gegevens zijn in de vorm van een tweetal fase-rapporten (februari 1996; mei 1996) en een tussen-rapportage over het Haringvliet (december 1996) aan de opdrachtgever (RIZA) gerapporteerd. In de onderhavige rapportage zijn alle analyseresultaten samengevat en weergegeven op basis van versgewicht (produktbasis), drooggewicht en asvrijdrooggewicht (metalen), vetgewicht (organische microverontreinigingen en bij PCB's en dioxines op basis van 2,3,7,8-TCDD equivalenten, aan de hand van door de Werkgroep Toxiciteitsequivalentfactoren (1990) voorgestelde omrekenfactoren (zie bijlage 12). In het verdere beoordelingsproces van het NAOZ worden de in dit rapport beschreven resultaten onder meer door de Werkgroep Biotisch Effect Onderzoek gebruikt voor risico-evaluaties de prioritering van te saneren locaties. Om die reden zal in deze rapportage slechts een beperkte interpretatie van de resultaten opgenomen worden. Het ligt in de bedoeling om een meer uitgebreide ecotoxicologische interpretatie van de hier gepresenteerde gegevens op te nemen in een bijdrage voor een internationaal vaktijdschrift.



## 2. Opzet en uitvoering

### 2.1 Monstername

De organismen waren afkomstig uit het Haringvliet en de Amer en zijn door derden aangeleverd. De basisgegevens met betrekking tot de monsters en monstername zijn beschreven in verschillende aan of door de Werkgroep BEO uitgebrachte rapportages. De belangrijkste gegevens en veld en laboratoriumcoderingen zijn samengevat in bijlage 2.

De aalscholvereieren zijn verzameld in de periode eind mei tot eind juni 1994 in de broedkolonie Ventjagersplaten, door medewerkers van Bureau Waardenburg B.V. in het kader van onderzoek naar het broedsucces in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland (Boudewijn en Dirksen, 1995). De eieren zijn afkomstig van gemerkte nesten, waarvan onder meer gedocumenteerd zijn: legselgrootte en aantal uitvliegende jongen. Tevens zijn de preferente foerageergebieden van de vrouwtjes geïventariseerd. Alle eieren zijn bewaard in diepgevroren toestand (-20 °C). Aansluitend op het onderzoek naar de gehalten van microverontreinigingen in de eieren zijn eischaaldiktebepalingen uitgevoerd door Bureau Waardenburg BV.

De in dit onderzoek betrokken vissoorten (blankvoorn, brasem, baars, snoekbaars, paling) zijn in mei 1995 gevangen in het Haringvliet (West van Spui) en in augustus 1997 in de Amer. Ten aanzien van blankvoorns, brasem en snoekbaars zijn verschillende lengteklassen in het onderzoek betrokken. Voor de analyses werd uitgegaan van samengestelde monsters van spierweefsel, organen en schubben van 5-25 individuele vissen, afhankelijk van de beschikbare hoeveelheid monstermateriaal. Het uitprepareren van de vismonsters werd verzorgd door medewerkers van Bureau Waardenburg volgens door IVM aangeleverde instructies vergelijkbaar met methoden toegepast in voorgaand onderzoek (Van Hattum *et al.*, 1993). Voor het samenstellen van voor zware metaal-analyses bestemde monsters werd gebruik gemaakt van met detergent (Merck Extran AP22) en verdund salpeterzuur (0.1N HNO<sub>3</sub>) gereinigde materialen (titanium mes, polycarbonaat pincet, zacht polytheen monsterpotten van 500 ml). Bij monsters bestemd voor analyse van organische microverontreinigingen werd gebruik gemaakt van met detergent (Merck Extran MA01) en aceton/methanol gespoelde materialen (roestvrij-stalen pincet en scalpel, glazen monsterpotten van 1000 ml). De vismonsters werden bewaard bij -20 °C.

Gedurende de periode maart - april 1995 en maart 1997 zijn door medewerkers van het RIZA op de lokaties aangegeven in bijlage 2 schelpdieren bemonsterd. De monsters werden verzameld met bodemhappers (Box-corer, Van Veen happer). Op de meeste lokaties in het onderzoeksgebied was de Aziatische mossel (*Corbicula fluminea*) aanwezig, een sinds het midden de jaren '80 in het Rijnstroomgebied koloniserende schelpdiersoort. De nauw verwante soort *Corbicula fluminalis* wordt in het algemeen aangetroffen in meer grofzandige sedimenten. Na monstername werden de mosselen diepgevroren bewaard en op droogijs (-60 °C) naar Amsterdam getransporteerd.

Het uitprepareren van de weke delen van de schelpdieren werd uitgevoerd door medewerkers van het IVM. Er werden samengestelde monsters gemaakt, bestaande uit ca. 5-30 individuele

dieren. Afhankelijk van het type analyse werden bij de monstervoorbehandeling van de schelpdieren dezelfde maatregelen als bij het prepareren van de vismonsters in acht genomen ten aanzien van materiaalkeuze en voorbehandeling van materialen. In niet alle gevallen was voldoende materiaal beschikbaar voor alle bepalingen. Om die reden zijn organische microverontreinigingen in een aantal gevallen in samengestelde monsters bepaald.

In juni 1995 (Haringvliet) en augustus 1997 (Amer) zijn monsters genomen van waterplanten: schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus* L.) en *Zannichellia* sp. De monsters (bladmateriaal en voor zover mogelijk worteldelen) werden met de hand verzameld en ter plaatse zo goed mogelijk gespoeld om aanhangend sediment en zwevend materiaal te verwijderen. Aansluitend werden de monsters overgebracht in glazen potten en polytheen zakken, opgeslagen bij -20 °C en naar het laboratorium in Amsterdam getransporteerd.

## 2.2 Homogeniseren van monsters

Voorafgaand aan de chemische analyses werden de mengmonsters na ontdooien gehomogeniseerd. Voor de analyse van organische microverontreinigingen (PCB's, OCB's, PAK's) en de zware metalen Hg en Cd werd gebruik gemaakt van een Warren blender met een roestvrij stalen rotor en een volglas mengvat. Indien in de monsters ook andere zware metalen bepaald moesten worden werden afzonderlijke deelmonsters na vriesdrogen in een agaten mortier tot een fijn poeder vernalen.

Bij de aalscholvereieren werd het gewicht van schaaldelen resp. inhoud (ca. 40 gram) vastgesteld. Aansluitend werd de gehele inhoud van het ei in een Warren blender gehomogeniseerd. Drooggewicht en asvrijdrooggewicht werden in deelmonsters van het homogenaat bepaald.

De vismonsters (spierweefsel, schubben, organen) werden met de Warren blender gehomogeniseerd. Om vastslaan van de rotor te vermijden werden bij enkele monsters stukken darm of grote stukken spierweefsel met schubben vooraf met een roestvrij staken scalpel klein gesneden. Vergelijkbaar als bij de aalscholvereieren werden, na bepaling van drooggewicht en asvrijdrooggewicht in submonsters, deelmonsters van het homogenaat genomen, die verschillende voorbehandelingen ondergingen voor de diverse analysetechnieken.

Aziatische mosselen werden na ontdooien uitgeprepareerd en verdeeld over samengestelde monsters per lokatie voor de verdere analyse van organische microverontreinigingen en resp. zware metalen. Monsters bestemd voor de analyses van organische microverontreinigingen (5-20 gram nat gewicht) werden gehomogeniseerd met de Warren blender. De voor de zware-metaalanalyses bestemde mengmonsters (2-10 gram nat gewicht) werden na vriesdrogen gehomogeniseerd in een agaten mortier.

Van wortel- en bladdelen van de waterplanten werden na ontdooien representatieve deelmonsters van 5-15 gram (nat gewicht) samengesteld. Monsters bestemd voor de analyse van organische microverontreinigingen werden gedroogd met natriumsulfaat en in een keramische mortier gehomogeniseerd. De voor de zware metalen analyses bestemde monsters werden na vriesdrogen gehomogeniseerd in een agaten mortier.

## 2.3 Analyse van zware metalen

Deelmonsters van de homogenaten van de vissen en aalscholvereieren werden na vriesdrogen in een agaten mortier gehomogeniseerd. Submonsters van ca. 100 mg van de poedervormige homogenaten van mosselen, vissen, aalscholvereieren en waterplanten, alsmede procedurele blanco's en controle monsters werden gedestruëerd met 2 ml geconcentreerd salpeterzuur (Ultrex-II 70.5%; Baker) in Teflon<sup>TM</sup> drukvaten in een Microwave oven (Beun de Ronde, MDS 2000). De destructies werden uitgevoerd in runs van 50 minuten met een maximale druk van 170 psi bij een maximaal vermogen van 600 W (5 min.). Het destruaat werd met dubbel gedeï oniseerd water aangevuld tot 20 ml.

De verdunde destruatens werden geanalyseerd met Atomaire Absorptie Spectrometrie (AAS). Voor Cd, Pb, Cu, Cr en Ni werd gebruik gemaakt van Grafietoven AAS met Zeeman-achtergrondcorrectie (Perkin Elmer Z3030 / HGA 600 / AS 60). In verband met mogelijke storende matrixeffecten werd gewerkt met platformoventjes en matrixmodifier (Cd en Pb: 2% ammoniumfosfaat, 0.1%  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ ; voor Ni en Cr: 0.5%  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ , Baker). Zn werd bepaald met Vlam AAS (Perkin Elmer 4000). Voor Hg werd gebruik gemaakt van Koude Damp AAS met amalgaansysteem. Als lichtbron werd voor Cd en Hg gebruik gemaakt van EDL's (Elektrodeless Discharge Lamp) en voor de overige metalen van HKL's (Holle Kathode Lamp). De instrumentele condities waren vergelijkbaar met in eerder onderzoek toegepaste instellingen (Wegener *et al.*, 1988; Van Hattum *et al.*, 1991 en 1993). Calibratie vond plaats met behulp van vooraf gecontroleerde commercieel verkrijgbare standaarden.

## 2.4 Standaard PCB's, OCB's en PAK's

Voor de analyse van de 7 standaard congenen van polychloorbiphenylen (PCB's), organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB's) en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), werd uitgegaan van een gemeenschappelijke extractie en opzuivering gevolgd door een fractionering, waarbij apolaire resp. meer polaire verbindingen in twee afzonderlijke fracties gescheiden werden, waaraan aansluitende analyses met HPLC met fluorescentiedetectie (PAK's) en GC-ECD verricht werden (PCB's en OCB's). De methoden waren behoudens geringe modificaties vrijwel identiek aan de technieken toegepast in het Nieuwe Merwede Onderzoek.

### Extractie, clean-up en fractionering

Circa 5-6 gram van de ontdooide homogenaten werden gedroogd met natriumsulfaat en gedurende 6 uur geëxtraheerd met 175 ml van een 10/90 (v/v) mengsel aceton/hexaan (Baker) in een Soxhlet opstelling. Na indampen in een Kuderna-Danish opstelling tot 8-10 ml werd in een subfractie van circa 1 ml van het extract het vetgewicht bepaald (gravimetrisch). Het residu van het extract werd nagedroogd met natriumsulfaat. Een deel van het gedroogde extract, overeenkomend met een vethoeveelheid van maximaal 50 mg werd overgenomen in iso-octaan en ingedampt tot 1 ml en vervolgens met 15 ml petroleum-ether geëluëerd over een kolom gevuld met 2 g gedeactiveerde (15%) alumina. Het eluaat werd ingedampt tot 1 ml en aansluitend geëluëerd met 10 ml n-hexaan en 25 ml 10/90 (v/v) diethylether/n-pentane over een kolom gevuld met 3 g geactiveerde silica. In de eerste fractie van 10 ml n-hexaan werden de apolaire verbindingen verzameld, in de tweede fractie van 25 ml diethylether/n-pentane

werden de polaire verbindingen verzameld. Beide fracties werden ingedampt tot 1 ml en ieder gesplitst in deelfracties van 0,5 ml voor de verschillende bepalingen.

#### Standaard PCB's en OCB's

De verschillende deelfracties werden overgenomen in 2 ml iso-octaan en na toevoeging van een interne standaard (2,4-dichloorbenzyl tetradecyl ether) en verder indampen tot 1 ml geïnjecteerd (splitless; 2 ml) in de gaschromatograaf (Hewlett Packard 50890A; HP Ultra-2 kolom: 50 m x 0.2 mm, filmdikte 0.33 Tm; elektroneninvangdetectie). PCB's en apolaire OCB's werden in principe bepaald in de eerste fractie. Polaire OCB's werden bepaald in de tweede fractie. De instrumentele condities waren vergelijkbaar met in eerder onderzoek gehanteerde instellingen (Van Hattum en Dirksen, 1992; Van Hattum *et al.*, 1992, 1993; 1996). Bij de als PCB 138 gerapporteerde concentraties is geen onderscheid gemaakt naar de eventuele bijdrage van de coëluerende congener PCB 163. Calibratie vond plaats aan de hand van vooraf gecontroleerde standaarden.

#### PAK's

De resterende deelfracties werden samengevoegd en na toevoegen van 2 ml acetonitril ingedampt tot een eindvolume van 1 ml. Van het eindextract werd 20 µl geïnjecteerd in de vloeistofchromatograaf (Varian 9012; Vydac 201 TPB5 kolom 250 x 4.6 mm, 18 °C; Fluorescentiedetector Yasco FP 920; Diode array detector Varian 9065). De instrumentele instellingen waren vrijwel vergelijkbaar met het Nieuwe Merwede onderzoek (Van Hattum *et al.*, 1993) en eerder onderzoek aan biologisch materiaal (Wegener *et al.*, 1992). Calibratie vond plaats met behulp van vooraf gecontroleerde standaarden. Confirmatie van de identiteit van de PAK's werd steekproefsgewijs bevestigd aan de hand van de DAD en fluorescentie spectra.

### 2.5 Vlakke PCB's: non- en mono ortho gesubstitueerde congenen

Voor de vlakke PCB's is een verbeterde extractiemethode toegepast in vergelijking tot het Nieuwe Merwede onderzoek. De hier toegepaste methode leverde verbeteringen op ten aanzien van gevoeligheid, herhaalbaarheid en chemicaliënverbruik. Submonsters van de homogenaten (15-20 gram natgewicht) werden vooraf gevriesdroogd. Voorafgaand aan de Soxhlet extracties werden <sup>13</sup>C gelabelde interne standaarden van de non-ortho gesubstitueerde congenen 77 en 126 toegevoegd. Na extractie met een dichloormethaan/hexaan (1/1) mengsel (100 ml; 6 uur) werd het extract in een Kuderna-Danish opstelling ingedampt tot ca. 8-10 ml. In een submonster werd het vetgehalte bepaald. Aansluitend werd het extract op een gecombineerde clean-up kolom gebracht, bestaande uit 2 gram alumina (5% gedeactiveerd met dubbelgedeïoniseerd water) en 10 gram silica (33% gedeactiveerd met zwavelzuur). Elutie met een n-hexaan/diethylether mengsel (97/3; v/v); de voorloop van 5 ml werd verwijderd. De volgende fractie (35 ml) werd opgevangen en overgebracht op een silicakolom (3 gram 0.5% gedeactiveerd met dubbelgedeïoniseerd water), waarbij geëluëerd werd met het n-hexaan/diethylether mengsel. De eerste fractie van 15 ml werd opgevangen en in een puntbuis ingedampt tot 50 µl. De scheiding van de verschillende groepen congenen werd uitgevoerd met HPLC met een 2-(1-pyrenyl)ethyl-dimethylsilated kolom (Cosmosil 5 PYE, Nacalai Tesque, Kyoto, Japan) zoals beschreven door Leonards *et al.* (1995). Drie afzonderlijke fracties werden opgevangen. De eerste fractie bevatte de di-, tri- en tetra-ortho gesubstitueerde con-

generen. De tweede fractie bevatte de mono-ortho gesubstitueerde congenen. De non-ortho gesubstitueerde PCB's werden opgevangen in de derde fractie. Na toevoegen van PCB congener 143 als interne standaard werden de fracties ingedampt, overgenomen in iso-octaan en ingedampt tot eindvolumina van 0,5 ml (2e fractie) en resp. 50 ml (3e fractie). De mono-ortho congenen werden geanalyseerd met GC-ECD. De non-ortho gesubstitueerde congenen werden geanalyseerd met GC-ITD (Varian Saturn II met Ion Trap Detection) met SIS-mode (selective ion storage). Hierdoor werd een verhoogde gevoeligheid en selectiviteit bereikt. Identificatie van de PCB's werd gebaseerd op de zeer specifieke massaclusters van 6 massaeenheden. De waargenomen gehalten voor 77, 126 en 169 werden gecorrigeerd voor de recovery van de  $^{13}\text{C}$  gelabelde standaarden (recovery:  $96 \pm 14\%$ ;  $n=30$ ). De variatiecoëfficiënt van in replicaties gevonden gehalten van non-ortho gesubstitueerde congenen bedroeg 5-8%. Voor de bepaling van de mono-ortho gesubstitueerde congenen werden vergelijkbaar met de di-, tri- en tetra gesubstitueerde PCB's variatiecoëfficiënten waargenomen van 10 tot 20%. De detectiegrenzen bedroegen resp. 2-5 ng/kg (natgewicht) voor de non-ortho's en 30-50 ng/kg (natgewicht) voor de mono-ortho's.

## 2.6 Analyse van PCDD's en PCDF's

De analyses van PCDD's en PCDF's in paling- en blankvoornmonsters, zijn uitgevoerd door de Vakgroep Milieu en Toxicologische Chemie (UVA). De toegepaste analysemethode was vergelijkbaar met technieken toegepast voor de analyse van deze stoffen in moedermelk en andere vetrijke matrices, zoals onder meer beschreven in Pluijm et al. (1992). Kort samengevat bestond de methode uit een tolueen extractie (soxhlet) van het vooraf gevriesdroogde materiaal, gevolgd door een open kolom clean-up over actieve koolstof,  $\text{AgNO}_3$  op silica-gel en Alumina, en uitendelijke kwantificering met behulp van hoge resolutie GC/MS (GC: HP 5790; MS: Kratos Concept). In het kader van kwaliteitscontrole werd gebruik gemaakt van  $^{13}\text{C}$  gelabelde standaarden, die voorafgaand aan de soxhlet extractie werden toegevoegd.

## 2.7 Kwaliteitsbewaking van analyses

Ten aanzien van de bepaling van zware metalen werden procedurele blanco's en twee verschillende gecertificeerde referentiematerialen (leverhomogenaat Bovine Liver SRM 1577 van US-NIST en vishomogenaat DOLT-1 van de NRCC, Canada) geanalyseerd en vergeleken met verwachtingswaarden voor de elementen waarvoor gecertificeerde gehalten beschikbaar waren (Bijlage 10). Door de analyse van enkele duplo monsters per serie werd een indruk verkregen van de herhaalbaarheid. Detectiegrenzen werden zowel bij de zware metalen als bij de organische microverontreinigingen bepaald op basis van de variabiliteit van procedurele blanco's. In het kader van de kwaliteitsbewaking van de analyses van standaard PCB's, OCB's en PAK's werden recovery-experimenten uitgevoerd en analyses van procedurele blanco's en interne controlemonsters (homogenaten van driehoeksmossel of blankvoorn uit de Maas). Recoverywaarden waren bevredigend en vergelijkbaar met het Nieuwe Merwede onderzoek (ca. 85-115%). De eindresultaten van standaard PCB's, OCB's en PAK's zijn niet voor recovery gecorrigeerd. Voor PCB's, OCB's en PAK's in aquatische organismen zijn geen internationaal gecertificeerde referentiematerialen beschikbaar. In enkele representatieve monsters werden daarnaast aanvullende analyses met GC-ITD uitgevoerd ter confirmatie van



de geïdentificeerde verbindingen. Bij de analyses van de non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's werd gebruik gemaakt van  $^{13}\text{C}$ -gelabelde interne standaarden (77 en 126) en werden recovery-experimenten uitgevoerd, alsmede analyses van procedurele blanco's. Daarnaast werd gebruik gemaakt van ringtestmonsters verstrekt door SAL-SEPA (Special Analytical Laboratory van de Swedish Environmental Protection Agency te Stockholm) en monsters uit het EU-QUASIMEME-programma.

## 2.8 Dataverwerking

De gehalten zijn in deze rapportage gepresenteerd op basis van versgewicht (natgewicht), asvrij-drooggewicht (metalen) en vetgewicht (organische verbindingen). In niet alle gevallen was bij de ongewervelden voldoende materiaal aanwezig om een aparte asvrijdrooggewichtsbepaling uit te voeren. In die gevallen is gebruik gemaakt van een gemiddelde omrekenfactor (drooggewicht naar asvrij drooggewicht) gebaseerd op de overige monsters van de betreffende soort. Deze waarden kwamen vrijwel overeen met het Nieuwe Merwede onderzoek. Bij een aantal monsters zijn de vetbepaling in meervoud uitgevoerd. In deze gevallen is met gemiddelde vetgehalten gewerkt. In verband met mogelijke afrondingsfouten bij de omrekening van concentraties op natgewichts- of vetgewichtsbasis of body-burdens, zijn de concentraties opgenomen in de tabellen in de bijlagen in het algemeen weergegeven in meer dan 2 significante eenheden. Op grond van de herhaalbaarheid van de chemische analyses moet voor de verschillende parameters rekening gehouden worden met voor deze analyses gebruikelijke variatie-coëfficiënten van ca. 5-15%.

Bij de non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB congenen zijn de concentraties daarnaast omgerekend naar equivalente dioxine (2,3,7,8-TCDD) concentraties (in deze rapportage aangegeven als II TCDD-EQ). De hierbij gebruikte TEF-waarden (toxiciteitsequivalentfactoren) zijn ontleend aan het voorstel van de Werkgroep Toxiciteitsequivalentfactoren (1990), ook wel aangeduid als NATO-TEF of in Nederlandstalige rapportages als NL-TEF, en Van Zorge *et al.*, (1989). Naast de NATO-TEF wordt door veel onderzoekers gewerkt met het stelsel TEF-waarden voorgesteld door Safe (1990), ook wel aangeduid als I-TEF. In de wetenschappelijke literatuur kunnen daarnaast diverse andere stelsels gevonden worden (zie onder meer: Niimi and Oliver, 1989; Yamashita *et al.*, 1993; Tillett *et al.*, 1991 en 1992; Brunström *et al.*, 1988; Ankley *et al.*, 1993; Bosveld *et al.*, 1992 en 1993; Ahlborg *et al.*, 1994). Bij de interpretatie van op II TCDD-EQ basis uitgedrukte gehalten en vergelijking met literatuurwaarden, dient beseft te worden, dat er aanzienlijke verschillen kunnen ontstaan, afhankelijk van het gekozen systeem van TEF-waarden voor non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's.

Bij de interpretatie van de gegevens is daarnaast in beperkte mate gebruik gemaakt van variantie analyse (ANOVA), correlatie en regressie analyse, zoals beschreven door o.a. Sokal en Rohlf (1987). De berekeningen werden uitgevoerd met behulp van het software-pakket Statgraphics versie 2.6 en SPSS-PC Versie 8.0.

### 3. Resultaten en discussie

De in de verschillende organismen waargenomen gehalten zijn weergegeven in de bijlagen en geordend naar stofgroep: zware metalen (bijlage 3), standaard PCB congenen (bijlage 4), gechloreerde bestrijdingsmiddelen (OCB's) (bijlage 5), PAK's (bijlage 6), non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB congenen (bijlage 7), en veelgebruikte somparameters voor organische microverontreinigingen (bijlage 8). Per stofgroep zijn de resultaten beschreven op basis van natgewicht, (asvrij) drooggewicht (zware metalen) of vetgewicht (organische microverontreinigingen). De in een voorgaande studie gerapporteerde body burdens of geschatte dagelijkse opname door predatoren of consumenten, zijn in deze rapportage niet weergegeven, aangezien deze parameters sterk afhankelijk zijn van gekozen parameterwaarden in blootstellingsmodellen. Bij de non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's, alsmede de PCDD's en PCDF's zijn de gehalten daarnaast gepresenteerd op basis van equivalente dioxine concentraties ( $\Sigma$  TCDD-EQ).

Onderstaand zal per organismegroep worden ingegaan op de soort- en gebiedsverschillen en zal waar mogelijk een korte vergelijking gemaakt worden met overeenkomstige Nederlandse en buitenlandse studies. In de voorgaande rapportage over de Nieuwe Merwede (Van Hattum *et al.*, 1993) is bij de verschillende onderdelen ook steeds ingegaan op mechanismen en factoren van invloed op de opname van microverontreinigingen. In deze rapportage wordt een korte bespreking van de gevonden resultaten gegeven. Voor meer aanvullende achtergrondgegevens wordt hier korthedshalve verwezen naar de eerder genoemde Nieuwe Merwede studie.

In paragraaf 3.7 zal ingegaan worden op verschillen in relatieve contaminantconcentraties van waterplanten en schelpdieren op specifieke lokaties binnen het Haringvliet en de Amer. Daarnaast is een korte beschouwing opgenomen ten aanzien van de stoffen waarbij sprake lijkt te zijn van biomagnificatie en voedselketenoverdracht en zullen de gehalten vergeleken worden met recent voorgestelde ecotoxicologische risicogrenzen voor toppredatoren (paragraaf 3.8). In paragraaf 3.9 wordt ingegaan op de mogelijkheid om PCB concentraties te kunnen voorspellen op basis van gemeten concentraties van een indicator-congeneer (PCB-153). Tenslotte is in paragraaf 3.10 een samenvattende vergelijking gemaakt met de resultaten uit het onderzoek in de Nieuwe Merwede, Brabantse en Dordtsche Biesbosch en het Hollandsch Diep.

#### 3.1 Waterplanten

De waargenomen gehalten aan zware metalen en organische microverontreinigingen in waterplanten uit de Amer en het Haringvliet zijn weergegeven in figuur 3.1 en 3.2. In Figuur 3.3 zijn de gehalten vergeleken met elders waargenomen gehalten.

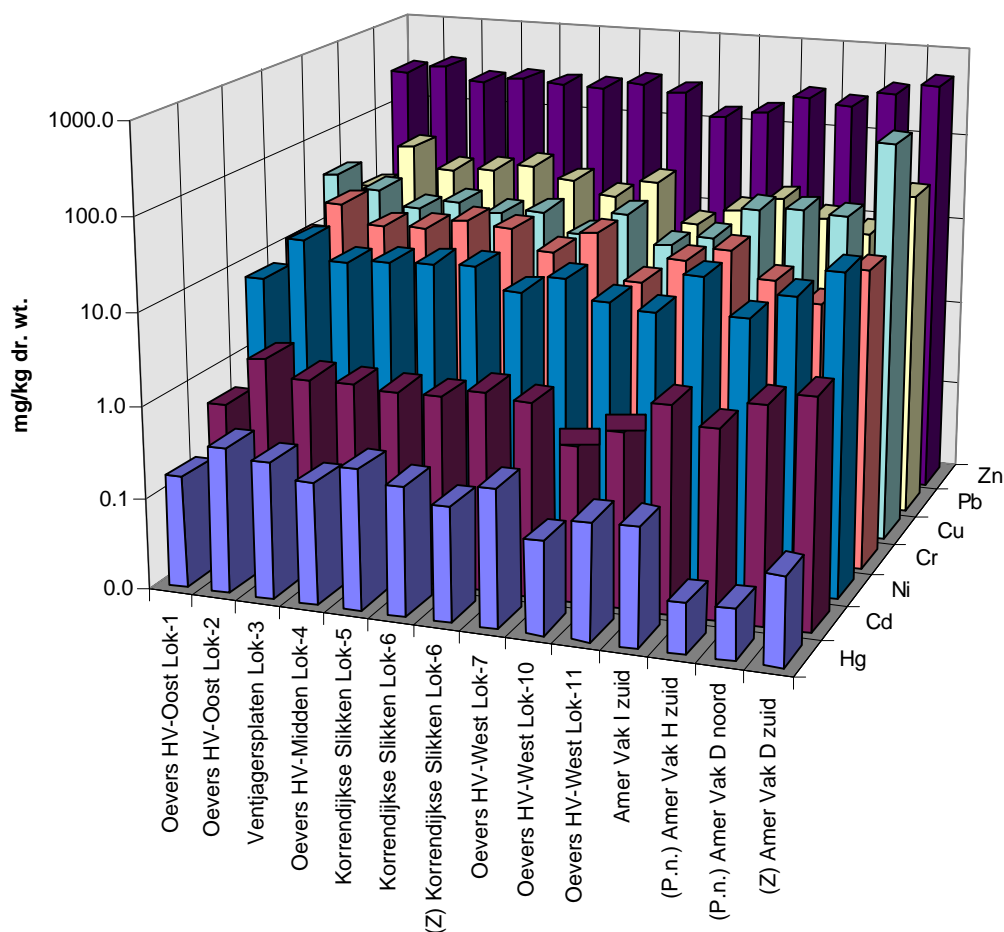
Tenzij anders aangegeven in de figuren hebben de meeste gegevens betrekking op schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*). In enkele gevallen zijn andere soorten meegenomen in het onderzoek: rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*) en *Zanichellia* spp.

De gehalten aan zware metalen variëren tussen de verschillende locaties en liggen met uitzondering van Hg in beide gebieden in dezelfde range. De Hg gehalten in de Amer liggen voor zowel schedefonteinkruid als voor *Zanichellia* beduidend lager dan in het Haringvliet.

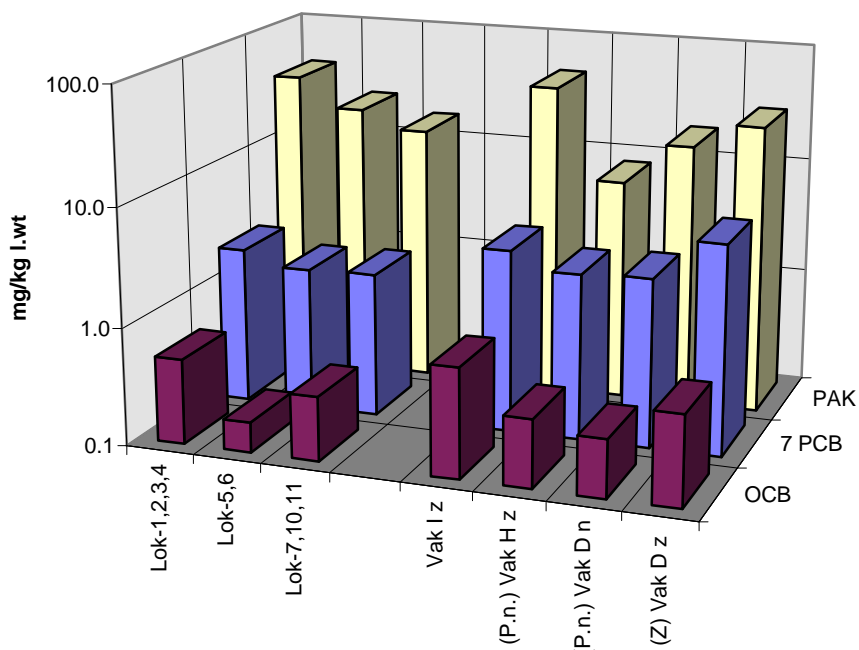
Tussen de verschillende soorten zijn duidelijke verschillen aanwezig, die metaal- en soortspecifiek lijken te zijn, vergelijkbaar als in eerdere studies waargenomen (Van Hattum et al., 1996).

In de Amer worden op vrijwel alle locaties hogere gehalten aan organische micro's waargenomen (PCB's, OCB's en PAK's) dan in het Haringvliet (Figuur 3.2). Ten opzichte van gebieden betrokken in het vorige onderzoek lijken de gehalten in waterplanten in het Haringvliet het laagst, met voor PCB's en PAK's waarden even boven concentraties in achtergrondgebieden, zoals de Oude Venen (Figuur 3.3). De gehalten aan PAK's en PCB's in waterplanten uit de Amer liggen op vergelijkbare niveaus als gebieden in de Zuidrand met de hoogste concentraties (Brabantsche en Dordtsche Biesbosch).

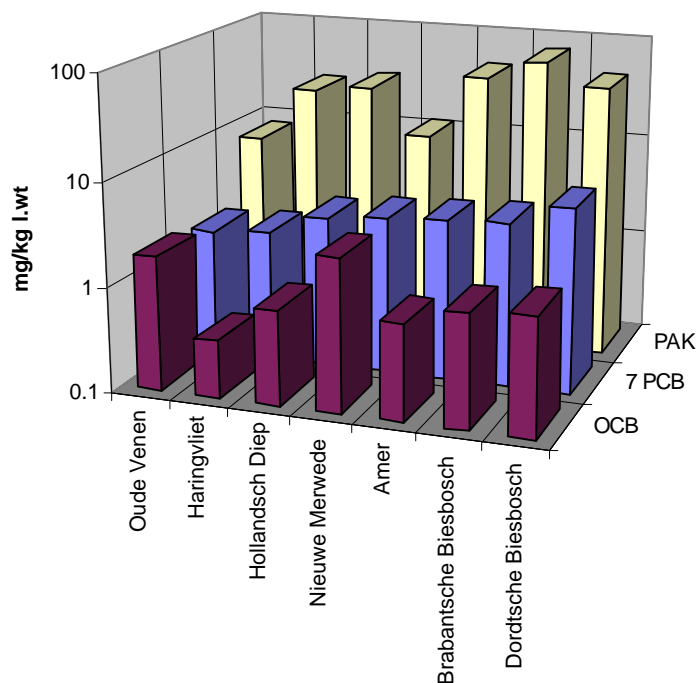
Gehalten aan toxische planaire PCB's, uitgedrukt als dioxine equivalente gehalten (TEQ) zijn alleen bepaald in enkele mengmonsters in het Haringvliet en liggen gemiddeld tussen waarden gevonden in de Brabantsche en Dordtsche Biesbosch ( $0.002 \mu\text{g/kg}$ ) en in het Hollandsch Diep waargenomen gehalten ( $0.001 \mu\text{g/kg}$ ).



Figuur 3.1. Zware metalen: Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu en Zn (mg/kg asvrij drooggewicht) in schedefonteinkruid, rivierfonteinkruid (P.n.), en Zannichellia spp. (Z) op verschillende locaties in het Haringvliet en Amer.



Figuur 3.2. PCB's, OCB's en PAK's in waterplanten (ng/g vetgewicht) op verschillende lokaties in het Haringvliet (lok. 1 t/m 11) en de Amer (Vak D t/m I).



Figuur 3.3. PCB's, PAK's en OCB's in waterplanten (schedefonteinkruid, *P. pectinatus*, gemiddelde gehalten in ng/g vetgewicht) uit het Haringvliet en de Amer in verhouding tot elders waargenomen gehalten.

### 3.2 Schelpdieren

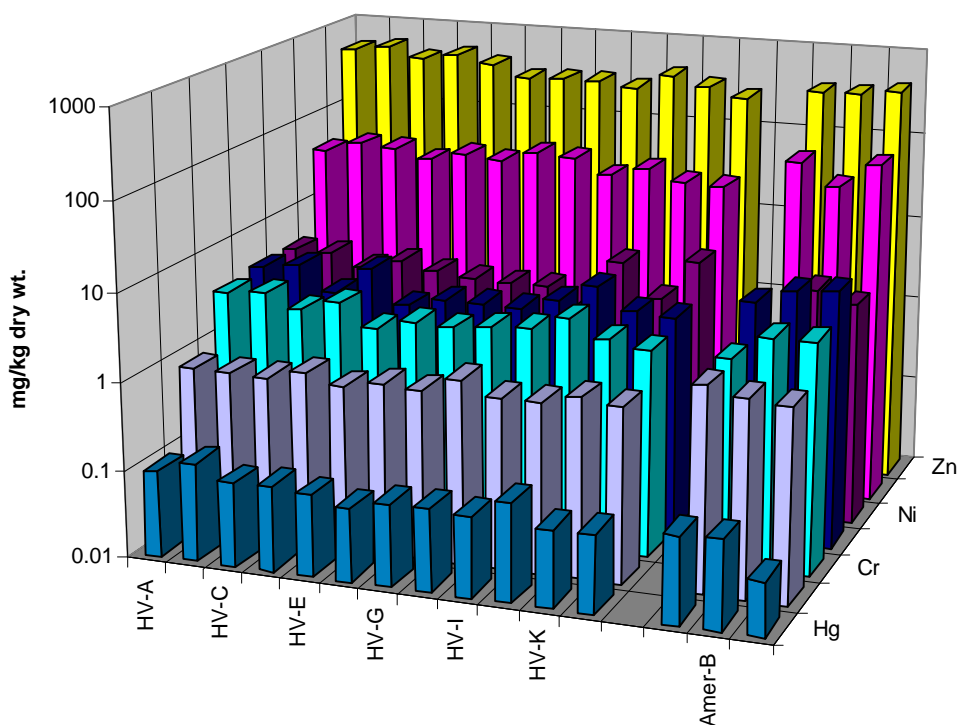
De gehalten aan microverontreinigingen in de Aziatische mosselen (*Corbicula sp.*) afkomstig uit het Haringvliet en de Amer zijn weergegeven in figuren 3.4 (zware metalen), 3.5 (PCB congenere) en 3.6 ( $\Sigma$ PCB's,  $\Sigma$ OCB's en  $\Sigma$ PAK's). De drooggewicht- (16 - 19%) en vetgewichtpercentages (2.7 - 3.9 %) van *Corbicula sp.* vertoonden een relatief geringe variaties binnen en tussen de beide deelgebieden, zodat trends in gehalten uitgedrukt op vetgewichtsbasis of asvrij drooggewichtsbasis in het algemeen overeenkwamen met de patronen in de op natgewichtsbasis uitgedrukte gehalten.

De metaalgehalten vertonen in beide gebieden in het algemeen een beperkte variatie tussen de afzonderlijke locaties, met in beide gebieden overeenkomstige gehalten voor Hg, Zn, Cr en Ni. Verhoogde gehalten in de Amer ten opzichte van het Haringvliet werden gevonden voor Cd, Pb en Cu. De gehalten in *Corbicula* uit de Amer liggen voor Cd en Pb boven de in andere deelgebieden waargenomen gehalten (Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Brabantsche Biesbosch). De Hg gehalten in Amer en Haringvliet behoren tot de laagste waarnemingen in het Zuidrandgebied.

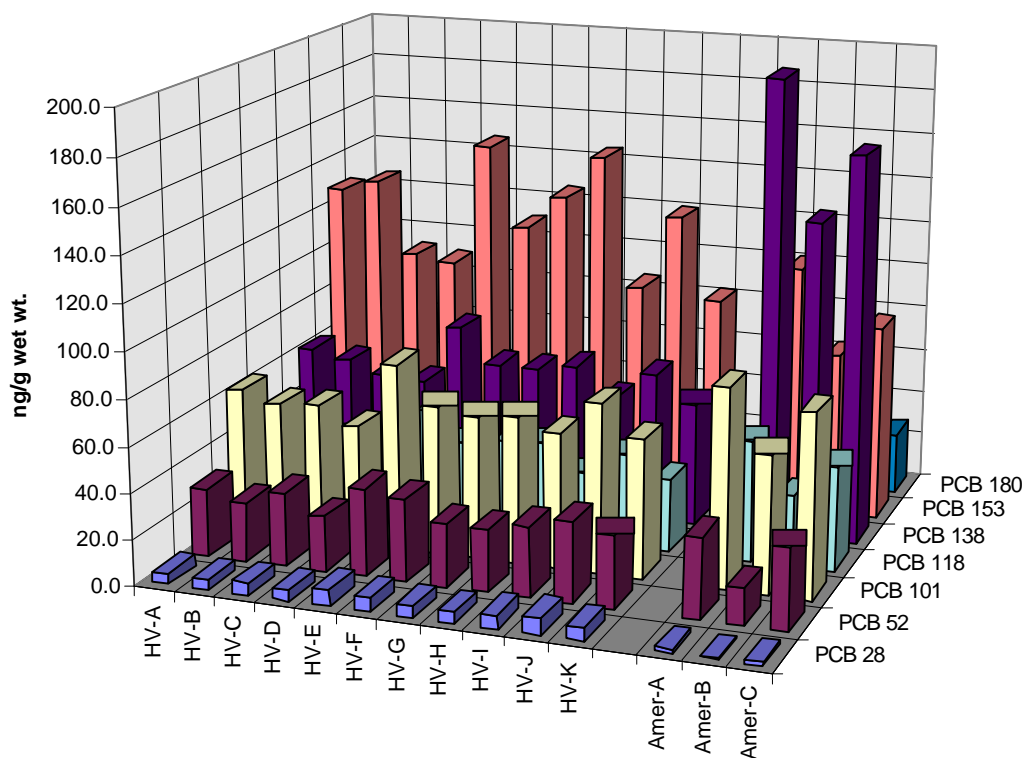
De PCB, OCB en PAK gehalten in de Amer liggen boven de gehalten in het Haringvliet. De PCB en PAK gehalten in beide gebieden behoren tot de hoogste gehalten in het Zuidrandgebied. De OCB gehalten in beide gebieden zijn vergelijkbaar met waarnemingen aan *Corbicula* uit de Brantsche Biesbosch, maar liggen onder waarden uit Hollandsch Diep en boven waarden uit de Nieuwe Merwede (Van Hattum et al., 1993 en 1996).

In de PCB congeneerpatronen is een opmerkelijk verschil aanwezig de Amer en het Haringvliet, met PCB-138 als dominante congeneer in de Amer en PCB-153 in het Haringvliet. Een vergelijkbaar patroon als in de Amer werd in voorgaand onderzoek (Van Hattum et al., 1996) ook waargenomen bij *Corbicula*'s en driehoeksmosselen uit de Brabantsche Biesbosch, hetgeen mogelijk wijst op een afwijkend PCB patroon in de Maas, hetgeen eerder is gesignaleerd bij vissen afkomstig uit de Roer een zijrivier van de Maas (De Boer, 1995).

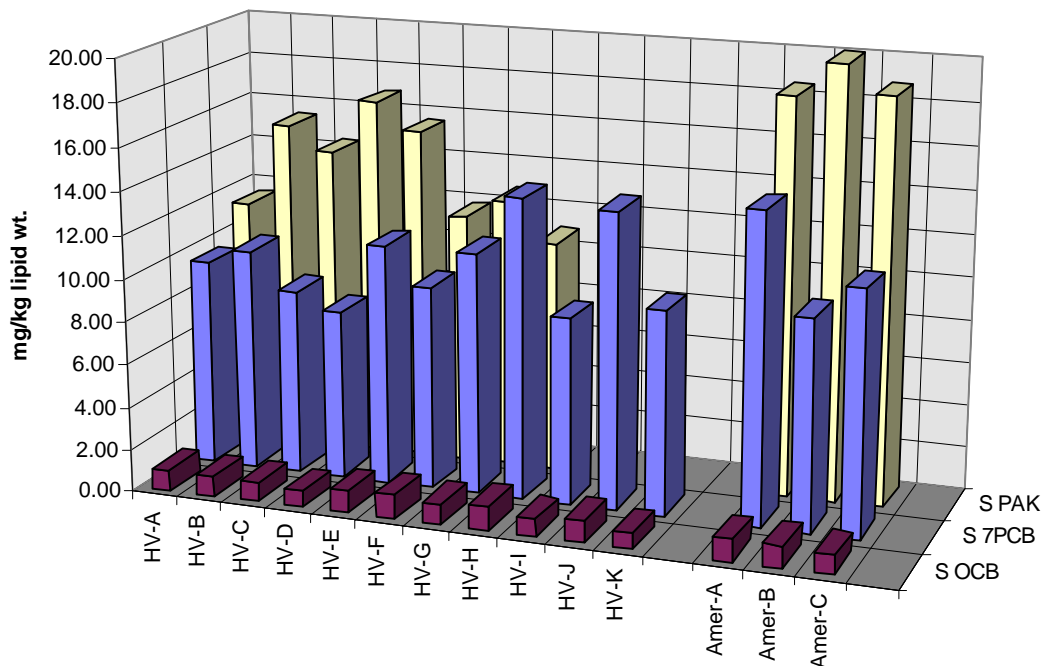
In het Haringvliet zijn planaire PCBs bepaald in een drietal mengmonsters. De gehalten van de dioxine equivalente concentraties lagen op het niveau van waarnemingen uit de Brabantsche Biesbosch, hoger dan de Nieuwe Merwede en lager dan het Hollandsch Diep.



Figuur 3.4. Zware metalen (mg/kg asvrij drooggewicht) in schelpdieren (Aziatische mossel, *Corbicula sp.*) in het Haringvliet en de Amer.



Figuur 3.5. PCB's in schelpdieren (ng/g vetgewicht) uit het Haringvliet en de Amer.



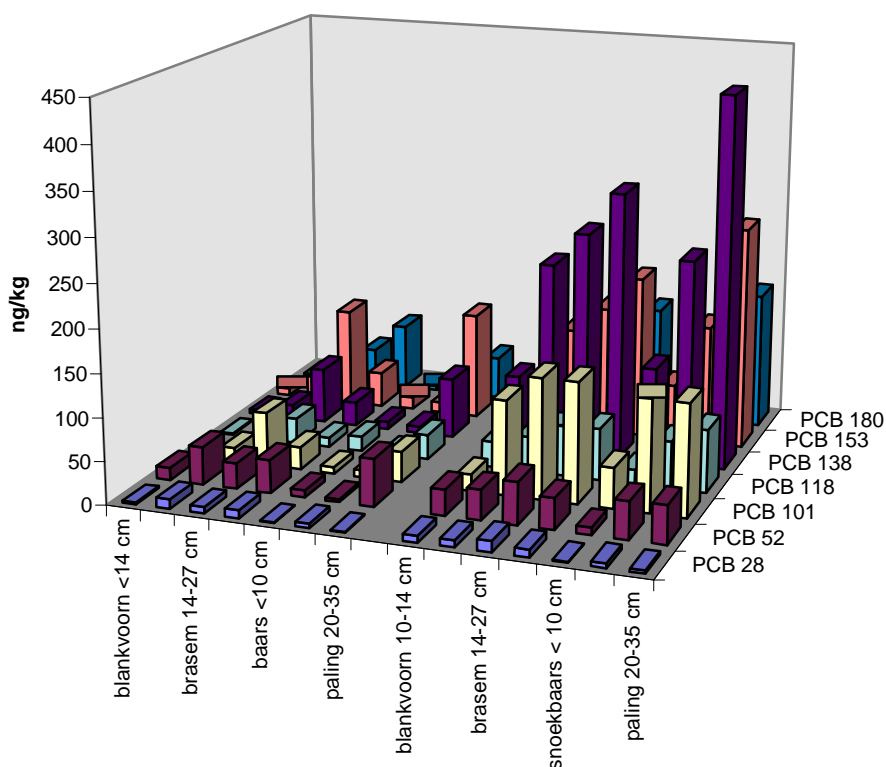
Figuur 3.6. PCB's, OCB's en PAK's (mg/kg vetgewicht) in Aziatische mosselen uit het Haringvliet en de Amer.

### 3.3 Vissen

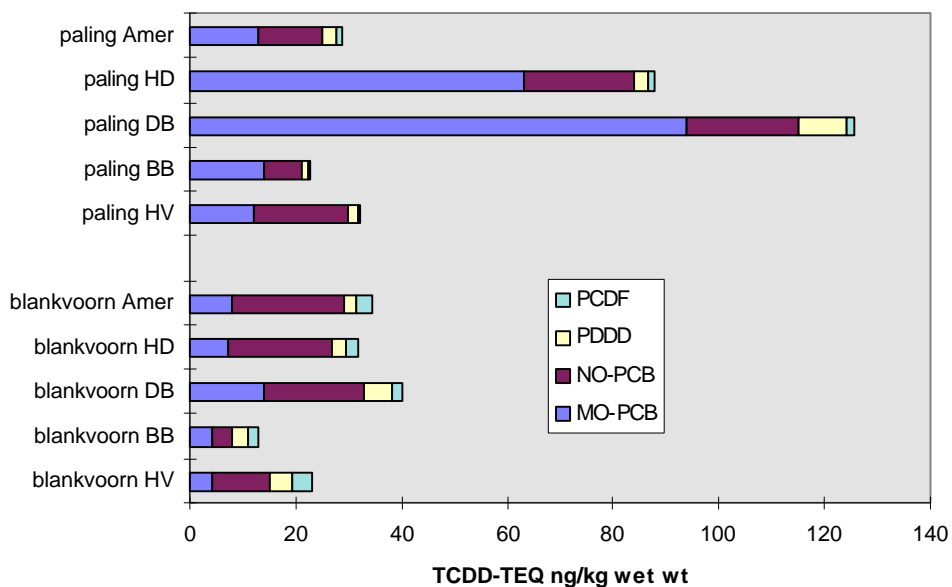
De gehalten van enkele organische microverontreinigingen in de verschillende vissoorten zijn aangegeven in Figuur 3.7. (standdaard PCB's) en 3.8 (planaire PCB's en dioxines). Voor een aantal stoffen (Cd, Hg, PCB's) worden met uitzondering van snoekbaars voor overeenkomstige soorten (op vers-, droog- en vetgewichtsbasis) in Amer iets hogere waarden gevonden dan in het Haringvliet (Tabel 3.1).

Voor de meeste stoffen zijn de gehalten in vissoorten uit het Haringvliet lager dan waarnemingen uit andere deelgebieden in het Zuidrandgebied. Voor PCB's komt dit overeen met eerder door De Boer (1995) beschreven Oost-West gradiënten in het Benedenrivierengebied met in het Westelijk deel de laagste gehalten.

De waargenomen gehalten Hg, Cd, PCB's en OCB's in de Amer en het Haringvliet zijn vergelijkbaar met de range van waarden gevonden in andere studies in het Rijn-Maas systeem (Van der Valk *et al.*, 1989; RIVO, 1992; Van Hattum en Dirksen, 1992; Hendriks en Pieters, 1993; De Boer *et al.*, 1993; De Boer, 1995; Hendriks, 1995).



Figuur 3.7. PCB's (ng/g versgewicht) in verschillende vissoorten uit het Haringvliet (linker deel van figuur) en de Amer (rechterdeel van figuur).



Figuur 3.8. Toxische PCB's (NO-PCB, MO-PCB: non-ortho en mon-ortho gesubstitueerd) en 2,3,7,8 gesubstitueerde dioxines (PCDD) en dibenzofuranen (PCDF) in blankvoorn en paling uit verschillende deelgebieden van de Zuidrand (HV: Haringvliet; HD: Hollandsch Diep; DB: Dordtsche Biesbosch; BB: Brabantse Biesbosch; Amer).

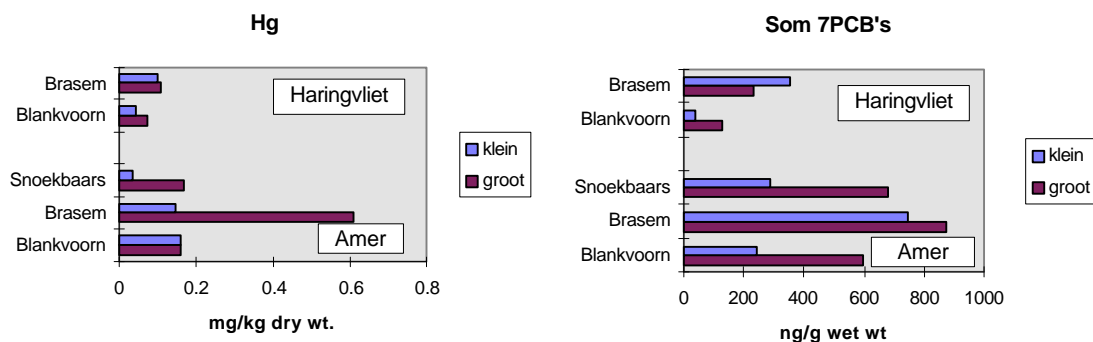


Tabel 3.1. Gehalten microverontreinigingen in vissen. Aangegeven zijn de ranges van de gemiddelde waarden over de verschillende soorten.

	Brab. Biesbosch	Dordtsche Biesbosch	Hollandsch Diep	Nieuwe Merwede	Amer	Haringvliet	Oude Venen
Cd <sup>a</sup>	0.03 - 0.3	0.04 - 0.2	0.02 - 0.1	0.06 - 0.1	0.04 - 0.16	<0.01	<0.02
Hg <sup>a</sup>	0.2 - 0.7	0.07 - 0.4	0.1 - 0.3	0.3 - 0.6	0.1 - 0.2	0.04 - 0.2	0.1
7PCB <sup>b</sup>	9 - 78	20 - 35	11-54	11 - 21	7 -41	5 - 13	0.2 - 0.3
Som OCB <sup>b</sup>	0.7 - 2.2	2.6 - 3.3	1.8 - 3.6	0.8 - 1.8	1.2 - 2.4	0.8 - 1.1	1.2
PCB-TEQ <sup>c</sup>	0.4 - 0.9	0.7 - 1.6	0.5 - 2.7	1.2 - 2.1	0.4-1.2	0.3 - 0.9	<0.1
Dioxine-TEQ <sup>c</sup>	0.04-0.3	0.07 - 0.3	0.02 - 0.2		0.05 - 0.08	0.03-0.3	

<sup>a</sup> mg/kg drooggewicht <sup>b</sup> mg/kg vetgewicht <sup>c</sup> µg/kg vetgewicht.

Evenals in de voorgaande studie zijn ook in de Amer en het Haringvliet duidelijke leeftijdseffecten aanwezig bij de meeste soorten, met verhoogde gehalten in de grotere lengteklassen voor onder meer de volgende stoffen: Hg, Cd, PCB's, PCB-TEQ en sommige OCB's (zie figuur 3.9). De waargenomen leeftijdseffecten duiden op langdurige evenwichtsinstellingen van de bioaccumulatieprocessen, waarschijnlijk ten gevolge van trage eliminatie of biotransformatie, zoals eerder beschreven voor paling door Larsson *et al.* (1991). Door dit effect kunnen visetende predatoren met een preferentie voor grotere lengteklassen mogelijk een verhoogd risico lopen.



Figuur 3.9 Hg en 7PCB's in verschillende lengteklassen van vissoorten uit de Amer en het Haringvliet.

De waarnemingen met betrekking tot soort-specifieke verschillen in contaminantgehalten van vissen uit de Amer en het haringvliet passen in de analyse gemaakt voor gehalten op versgewichtsbasis in de voorgaande studie (Van Hattum *et al.*, 1996).

Op versgewichtsbasis is het totaal gehalte aan toxische PCB's en dioxines uitgedrukt in dioxine-equivalenten ( $\Sigma$  TCDD-EQ) (figuur 3.8) in blankvoorn uit de Amer vrijwel even hoog als paling. In andere gebieden waren de gehalten in paling ca. een factor 2 hoger dan in blankvoorn (Hollandsch Diep als in de Dordtsche Biesbosch). Bij beide soorten is de bijdrage van

PCB's (met name MO-PCB's) groter dan het aandeel van de dioxines. De NO-PCB's lijken bij blankvoorn steeds de grootste bijdragen te geven, terwijl bij paling de MO-PCB's meestal de grootste bijdrage leveren. Binnen de dioxines lijkt bij met name het aandeel van PCDD's verhoogd ten opzichte van dat van de PCDD's. De PCB-TEQ en PCDD/PCDF-TEQ gehalten in de blankvoorn uit de Amer zijn vergelijkbaar met eerdere waarnemingen Brabantsche Biesbosch, terwijl bij paling uit de Amer de gehalten duidelijk lager liggen dan in de Dordtsche Biesbosch of het Hollandsch Diep.

### 3.4 Aalscholvereieren

De gehalten in de 6 eieren uit de Ventagersplaten kolonie liggen voor vrijwel alle stoffen in de range van de concentraties gevonden in de voorgaande studie aan twee eieren uit deze kolonie, bemonsterd in dezelfde periode (Van Hattum et al., 1996). De nieuw berekende koloniegemiddelden komen voor de meeste stoffen iets hoger te liggen (tabel 3.2), maar de conclusies uit de voorgaande rapportage blijven gehandhaafd. Met uitzondering van Hg en de chloorbenzenen (QCB en HCB) liggen de gehalten op de Ventagersplaten op een vergelijkbaar niveau als in de Brede Water kolonie, en beduidend lager dan in de Dordtsche Biesbosch kolonie. Voor QCB, HCB en Hg zijn de gehalten in de Brede Water kolonie hoger dan de gehalten in Ventagersplaten en de Dordtsche Biesbosch.

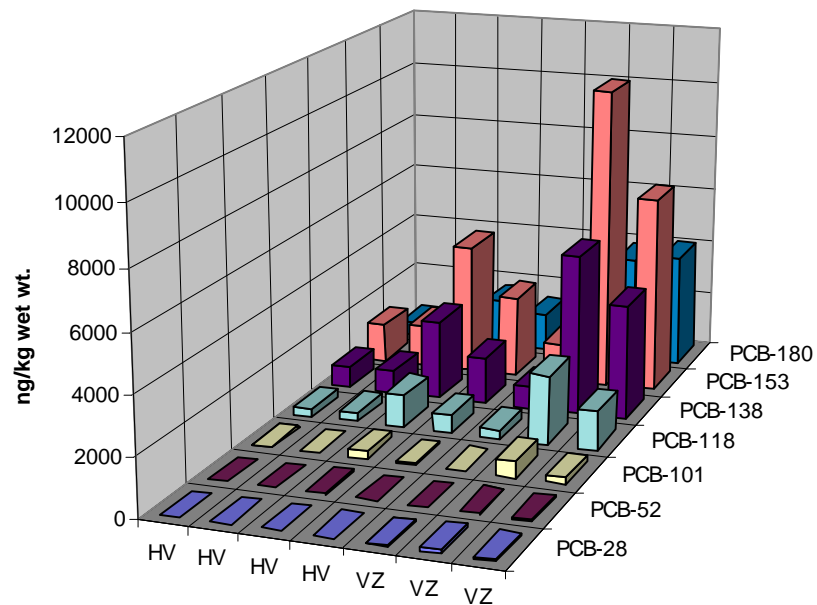
In figuren 3.10 t/m 3.12 zijn de gehalten aan standaard en planaire PCB's en verschillende OCB's weergegeven, geordend naar het foerageergebied<sup>2</sup> van de ouders van de betreffende nesten waar de eieren uit afkomstig waren. Hoewel verwacht werd dat in het Volkerak Zoommeer foeragerende vogels een lagere belasting hebben dan in het Haringvliet foeragerende dieren, komt dit niet tot uitdrukking in de waargenomen gehalten in de eieren. Mogelijk dat andere factoren, zoals leeftijdsverschillen van de vrouwtjes of eerdere blootstelling in andere gebieden van meer doorslaggevende betekenis zijn geweest.

Ook ten aanzien van de verschillende patronen van PCB congenen en gechloreerde bestrijdingsmiddelen lijken geen effecten van foerageergedrag aanwezig.

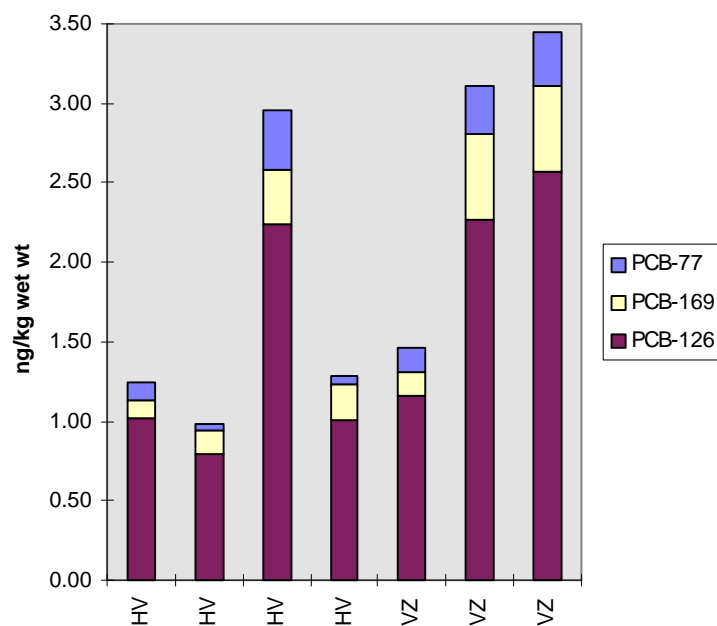
Binnen de groep van planaire PCB's zijn met name de gehalten aan PCB-126 en PCB-169 verhoogd ten opzichte van PCB-77. Dit komt overeen met de voorgaande studies aan aalscholvereieren uit het Benedenrivierengebied en wordt waarschijnlijk veroorzaakt door biotransformatie.

---

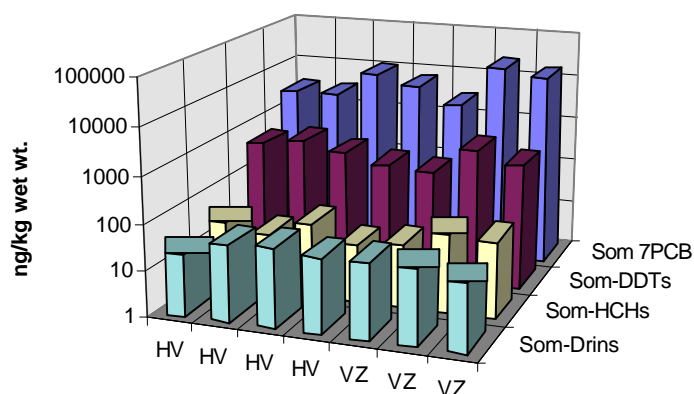
<sup>2</sup> Het foerageergebied is vastgesteld op basis van één of meerdere waarnemingen dat het vrouwtje van het aalscholverpaar uit de richting van het betreffende gebied kwam aanvliegen naar het nest.



*Figuur 3.10. Standaard PCB's in aalscholver-eieren (ng/g versgewicht) uit de kolonie Ventjagersplaten, geordend naar foerageergebied (Haringvliet, HV; Volkerak Zoommeer, WZ).*



*Figuur 3.11. Planaire PCB's in aalscholver-eieren (ng/g versgewicht) uit de kolonie Ventjagersplaten, geordend naar foerageergebied (Haringvliet, HV; Volkerak Zoommeer, WZ).*



*Figuur 3.12. Gechloreerde koolwaterstoffen (PCB's en OCB's) in aalscholver-eieren (ng/g versgewicht) uit de kolonie Ventjagersplaten, geordend naar foerageergebied (Haringvliet, HV; Volkerak Zoommeer, VZ).*

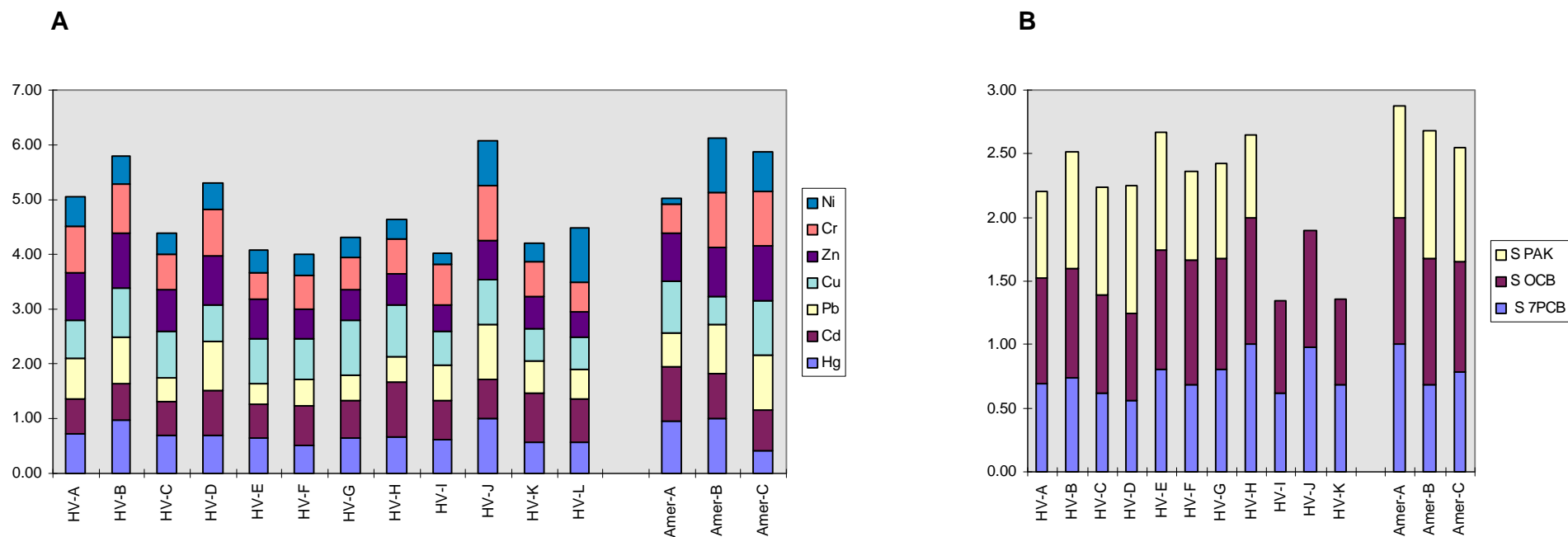
*Tabel 3.2. Vergelijking van PCB gehalten (Σ 7 PCB's mg/kg versgewicht) in aalscholver-eieren uit verschillende kolonies.*

	Periode		
	1987 - 1988	1992	1994
Dordtsche Biesbosch	23 ± 15	23 ± 11	
Ventjagersplaten			9 ± 7
Brede Water	11 ± 6		9 ± 7
Oude Venen	10 ± 6		

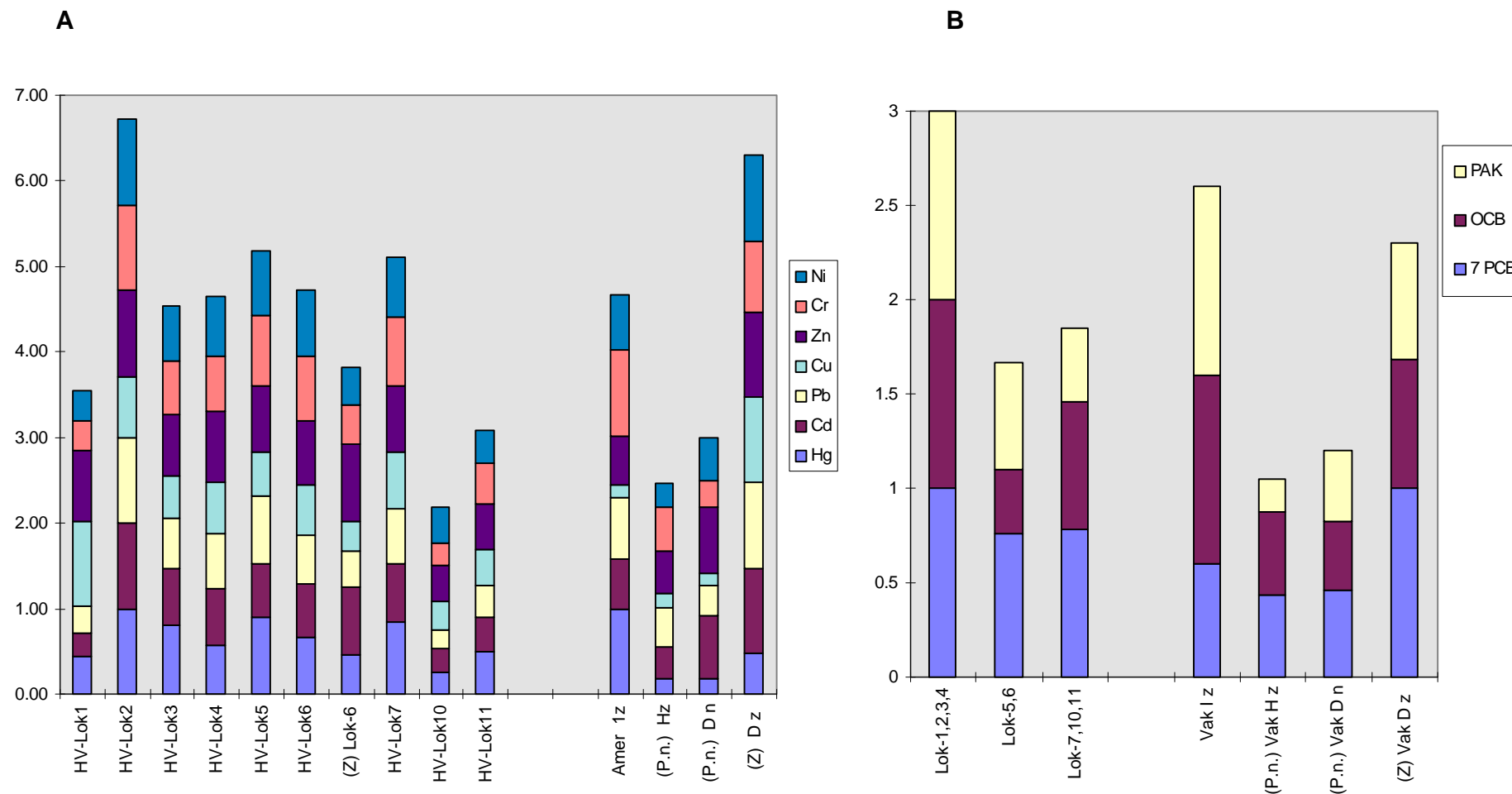
\* waarden ontleend aan Van Schaick en de Voogt (1989) en naar 7 PCB's geëxtrapoleerd.

### 3.5 Lokatie-specifieke beoordeling

Op basis van de gehalten in sedentaire organismen in het Haringvliet en de Amer kan een beoordeling gemaakt worden van verschillen in verontreinigingsgraad en/of biologische beschikbaarheid tussen afzonderlijke lokaties. In figuur 3.13 zijn relatieve concentraties zware metalen, PCB's, OCB's en PAK's in Aziatische mosselen uit de diverse lokaties in het Haringvliet en de Amer weergegeven. In figuur 3.14 zijn vergelijkbare gegevens voor zware metalen in de waterplanten (schedefonteinkruid, rivierfonteinkruid en *Zanichellia*) weergegeven. De concentraties werden per soort geïndexeerd en uitgedrukt als ratio ten opzichte van de lokatie met de maximale concentraties. In Tabel 3.3. zijn per soort de lokaties met relatief verhoogde resp. verlaagde concentraties samengevat. Lokaties met indices tussen 0.8 en 1.0 werden gescoord als lokaties met relatief verhoogde concentraties; bij indices < 0.2 werden de lokaties gescoord als lokaties met relatief verlaagde concentraties.



**Figuur 3.13.** *Corbicula* - Vergelijking van lokaties in het Haringvliet en de Amer. **A:** relatieve concentraties van zware metalen op de verschillende monsternamen stations ; **B:** 7PCB's, OCB's en PAK's in Aziatische mosselen. Per soort zijn de concentraties van de betreffende lokaties geïndiceerd en uitgedrukt als ratio ten opzichte van de lokatie met de maximale concentratie. Zie kaartjes in Hoofdstuk 1 voor ligging lokaties.



Figuur 3.14. Schedefonteinkruid - Vergelijking van lokaties in het Hollandsch Diepen de Amer. **A:** Relatieve concentraties van zware metalen op de verschillende monsternamen stations ; **B:** 7PCB's, OCB's en PAK's in schedefonteinkruid. Per soort zijn de concentraties van de betreffende lokaties geïndexeerd en uitgedrukt als ratio ten opzichte van de lokatie met de maximale concentratie. Zie kaarten (H1) voor ligging lokaties.

Tabel 3.3. Lokaties in het Haringvliet en Amer met per watersysteem relatief verhoogde en verlaagde concentraties aan microverontreinigingen in waterplanten en schelpdieren.\*

	Aziatische mosselen		Waterplant	
	hoog	laag	hoog	laag
Cd	HV: D, H, K Amer: A, B		HV: 2 Amer: Iz	
Hg	HV: B, J Amer: A, B		HV: 2, 3, 5, 7 Amer: Iz	Hz, Dz
Pb	HV: B, D, J Amer: B, C		HV: 2 Amer: Dz	
Cu	HV: B, C, E, G, H, J Amer: A, C		HV: 1 Amer: Dz	Iz, Hz, Dn
Zn	HV: A, B, D Amer: A, B, C		HV: 1, 2, 4, 6 Amer: Dz	
Cr	HV: A, B, D, J Amer: B, C		HV: 2, 5, 7 Amer: Iz, Dz	
Ni	HV: J, L Amer: B	Amer: A	HV: 2 Amer: Dz	
Som 7PCB's	HV: E, G, H, J Amer: A		HV: 1 Amer: Dz	
Som OCB's	**		HV: 1 Amer: Iz	
Som PAK's	HV: B, C, D, E Amer: **	HV: I, J, K	HV: 1 Amer: Dz	

\* Per soort zijn de concentraties (metalen: drooggewicht; organische microverontreinigingen: vetgewicht) van de betreffende lokaties geïndexeerd en uitgedrukt als ratio ten opzichte van de lokatie met de maximale concentratie (zie Fig. 3.16. en 3.17.). Lokaties met indices tussen 0.8 en 1.0 werden gescoord als lokaties met relatief verhoogde concentraties; bij indices < 0.2 werden de lokaties gescoord als lokaties met relatief verlaagde concentraties. Zie kaartje (Fig. 1.1 en 1.2) voor ligging lokaties.

\*\* Weinig variatie tussen lokaties.

Een vergelijking tussen schelpdieren en waterplanten is niet goed mogelijk daar de locaties niet geheel overeenstemmen. Bij de waterplanten dient beseft te worden dat hier met name bij de Amer mogelijk ook soortverschillen in het geding zijn.

**Schelpdieren** Zware metalen in de schelpdieren waren in het Haringvliet vooral verhoogd op de locaties B, D en J, waar voor 4 of meer metalen meer dan 80% van de maximale waarde werd genoteerd. Binnen de Amer waren Hg en Cd vooral verhoogd op de locaties A en B.

Relatief verhoogde PCB concentraties werden aangetroffen in het Haringvliet op locaties E, G en H, en in de Amer op locatie A. Verhoogde PAK gehalten in het Haringvliet werden aangetroffen op de locaties B, C, D en E. Relatief verlaagde concentraties (minder dan 20% van maximale concentratie) waren alleen aanwezig voor Ni op locatie A in de Amer voor PAK's op de locaties I, J en K in het Haringvliet.

**Waterplanten** Zware metalen in waterplanten waren met name verhoogd op de locaties 2 in het Haringvliet en Vak-D Zuid in de Amer, waar in beide gevallen voor 6 metalen concentra-

ties van meer dan 80% van de maximale waarde werden gevonden. Verhoogde Hg gehalten werden gevonden op de locaties 2, 3, 5 en 7 in het Haringvliet en in Vak-I Zuid in de Amer. Verhoogde gehalten aan organische micro's werden gevonden in het mengmonster van locaties 1 t/m 4 uit het Haringvliet (PCB's, OCB's en PAK's), en in schedefonteinkruid uit de Amer in Vak-I Zuid (OCB's en PAK's) en *Zanichellia* in Vak-D Zuid (PCB's). Relatief verlaagde gehalten concentraties (minder dan 20% van maximale concentratie) waren alleen aanwezig in de Amer voor PAK's (Vak-H Zuid), Hg (Vak-H Zuid en Vak-D Noord) en Cu (Vak-I Zuid, Vak-H Zuid en Vak-D Noord).

### Relatie tot vervuilingsgraad waterbodem

Hoewel de onderlinge verschillen in gehalten tussen mosselen en waterplanten uit verschillende locaties niet groot zijn, is de vraag of er een relatie bestaat met de verontreinigingsgraad van de waterbodem. Uit het biotisch effectonderzoek van het Haringvliet (Den Besten, 1999a) blijkt dat met name de locaties waarvan afkomstig zijn de mosselmonsters D, E, F en J sterk verontreinigd sediment (uitkomst ENW-normering) bevatten. Dit blijkt niet steeds te corresponderen met maximale gehalten in de mosselen (zie tabel 3.3).

Voor de Amer (Den Besten, 1999b) is een dergelijke vergelijking moeilijk te maken gezien het geringe aantal monsters van mosselen waarvoor materiaal uit diverse locaties moest worden gepooled.

Voor waterplanten zouden de hoogste gehalten in het Haringvliet te verwachten zijn geweest in de monsters HV-5 en HV-7. Voor kwik en chroom zijn in deze monsters inderdaad relatief hoge gehalten gevonden; voor andere metalen bevatten juist andere monsters maximale gehalten.

De waterplantmonsters uit de Amer waren alle afkomstig uit locaties met een sterk verontreinigde (klasse IV) slibbodem. Net zoals bij de mosselmonsters uit de Amer is het voor de waterplantmonsters dus niet zinvol om verschillen te relateren aan waterbodemkwaliteit.

## 3.6 Doorvergiftigingsrisico's

Evenals in voorgaande studies in het gebied (Van Hattum et al, 1993 en 1996) is voor een aantal stoffen sprake van met trofische positie toenemende concentraties in het Haringvliet en de Amer. Dit geldt met name voor Hg, de meeste PCB congenen en enkele OCB's. De trofische verschillen zijn met name groot bij de concentraties op versgewichtsbasis, op vetgewichtsbasis zijn de verschillen kleiner (zie tabellen in de Bijlagen).

Voor andere stoffen, zoals b.v. Cd en de meeste OCB's, zijn deze trends in het algemeen afwezig, of is sprake van afnemende concentraties bij hogere trofische niveaus (het laatste geldt met name voor PAK's).

De in verschillende gremia voorgestelde ecotoxicologische grenswaarden voor vissen en ongewervelden zijn samengevat in Tabel 11.1 t/m 11.3 van Bijlage 11. Deze grenswaarden, die beogen te beschermen tegen doorvergiftiging in aquatische voedselketens, zijn ondermeer afgeleid in het kader van de 3e Nota Waterhuishouding (Stortelder *et al.*, 1989), de afleiding van Milieukwaliteitsdoelstellingen voor Water en Bodem (MILBOWA, project-INS: Min. VROM, 1991; Romijn *et al.*, 1991; Jonker en Everts, 1992) en het Otterbeschermsplan



(Min. LNV, 1989). In het kader van het interdepartementale project INS (Integrale Normstelling Stoffen) zijn diverse procedures vastgesteld om op basis van de risico-filosofie tot onderlinge afstemming van grenswaarden te komen op basis van de vaak beperkt beschikbare ecotoxicologische informatie. De voorgestelde normen hebben tot nu toe een nog voorlopige status. De soms grote discrepantie tussen de voorgestelde waarden uit de verschillende studies zijn te herleiden tot verschillen in afleidingswijze, extrapolatiefactoren en de mate waarin voedselketenoverdracht en doorvergiftiging in beschouwing zijn genomen. De door de Werkgroep BEO voor het kader van het Nader Onderzoek Zuidrand afgeleide toetsingswaarden voor doorvergiftigingsrisico's van microverontreinigingen in organismen (Den Besten *et al.*, (1993) zijn opgenomen in Tabel 11.3. (Bijlage 11).

Ten opzichte van deze voorgestelde toetsings- en grenswaarden zijn een aantal normoverschrijdingen aanwezig:

- Bij schelpdieren uit verschillende delen van het Haringvliet levert de accumulatie van planaire PCB's ernstige risico's op ten aanzien schelpdier etende predatoren, zoals b.v. de kuifeend. De voorgestelde MTR's voor  $\Sigma$  TEQ en PCB-153 (indic.) worden in aan aantal gevallen met meer dan een factor 20 overschreden. Hoewel in schelpdieren uit de Amer geen planaire PCB's zijn bepaald, zijn op grond van extrapolatie van standaard PCB gehalten nog veel hogere overschrijdingen te verwachten.
- Cd gehalten in schelpdieren liggen in beide gebieden tot bijna 50 maal boven de voorgestelde MTR's. De MTR voor anorganisch Hg wordt in het Haringvliet benaderd. Beoordeeld als methyl-Hg in schelpdieren wordt de MTR op enkele locaties in het Haringvliet benaderd of overschreden.
- Voor schedefonteinkruid geldt dat de Cd en Hg gehalten in beide gebieden soms dermate hoog zijn dat consumptie van planteden risico's oplevert voor plantenetende vogels zoals meerkoeten, kleine zwanen en wilde zwanen. De MTR voor Cd in waterplanten wordt op alle locaties overschreden; de MTR voor anorganisch Hg wordt op de meeste locaties in het Haringvliet overschreden. Beoordeeld als methyl-Hg liggen de gehalten in waterplanten op alle locaties in het Haringvliet boven de MTR en op twee locaties in de Amer. Plinaire PCB gehalten in waterplanten kunnen met name in het Haringvliet risico's opleveren voor herbivore watervogels.
- De toetsingswaarde van de Werkgroep BEO voor toxische PCB's (PCB-TEQs) in vissen werd voor alle beschouwde soorten overschreden in beide gebieden.
- De PCB gehalten in grote blankvoorn, brasem en paling uit het Haringvliet en alle soorten uit de Amer liggen daarnaast boven de voorgestelde ecotoxicologische grenswaarde voor aquatische toppredatoren van 100 ( $\mu\text{g/kg}$  (natgewicht;  $\Sigma 7$  PCB's).
- Voor alle vissoorten liggen de gehalten boven de in 1989 in het kader van het Otterschermingsplan voorgestelde waarde van 25 ( $\mu\text{g/kg}$  (natgewicht;  $\Sigma 7$  PCB's) en de recent vastgestelde kritische grens voor vitamine A deficiëntie bij de otter van 14  $\mu\text{g/kg}$  (versgewicht  $\Sigma 7$  PCB's).

Overschrijdingen van humane consumptienormen voor visproducten (Warenwet, samengevat in Bijlage 10, Tabel 10.2) werden waargenomen in:

- het Haringvliet voor PCB 52 in grote blankvoorn en voor PCB 153 in kleine brasem

- de Amer voor blankvoorn, brasem en snoekbaars voor meerdere congenen (PCB 52, 101, 138, 153 en 180).

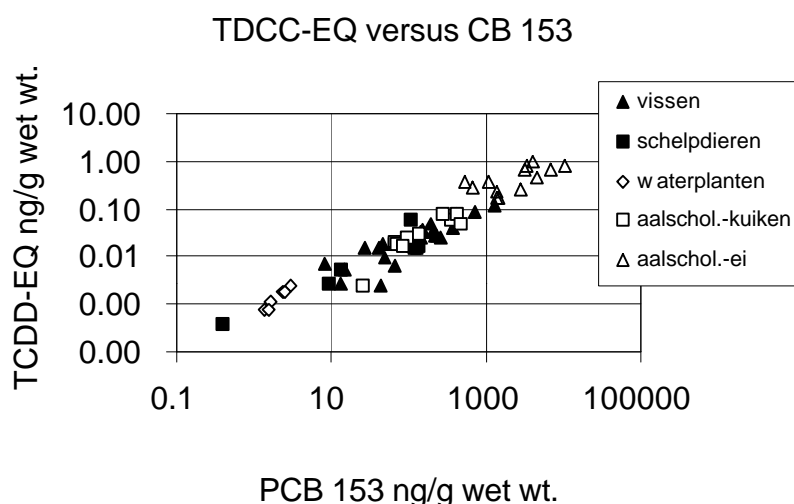
Ten opzichte van de Canadese consumptienorm voor 2,3,7,8-TCDD equivalente concentraties van dioxines en PCB's werden overschrijdingen geconstateerd bij paling uit het Haringvliet, alsmede bij blankvoorn, brasem en paling uit de Amer.

### 3.7 Voorspelbaarheid van PCB-gehalten

In figuur 3.15 zijn de als  $\Sigma$  TCDD-EQ uitgedrukte concentraties van non-en mono-ortho gesubstitueerde congenen weergegeven in relatie tot de gehalten aan PCB-153. Deze indicator congener is relatief eenvoudig te bepalen, en zowel biodegradatie als biotransformatie van deze congener wordt in het algemeen als gering verondersteld. In de figuur zijn tevens opgenomen de gegevens uit voorgaande studies in het Benedenrivierengebied (Van Hattum et al., 1993 en 1996). De dubbel logaritmisch weergegeven scatterplot laat zien, dat de dioxine-equivalente concentraties in de verschillende groepen organismen tot op zekere hoogte uit de concentraties van congener 153 afgeleid kunnen worden. Gezien de grote verschillen tussen de soorten in congenen, die de grootste bijdrage leveren aan  $\Sigma$  TCDD-EQ (zie bijlage 7), alsmede de grote range van meer dan 3 orde groottes, is dit verband markant te noemen.

In Tabel 3.4 zijn de gemiddelde ratio's van  $\Sigma$  TCDD-EQ tot PCB 153 weergegeven, zoals bepaald in deze studie en aangevuld met de gegevens uit eerder onderzoek in het Benedenrivierengebied (Van Hattum et al., 1993 en 1996).

Uit deze tabel valt af te leiden dat bij de hogere trofische niveaus (roofvis, aalscholver) de som toxische PCB's ( $\Sigma$  TCDD-EQ) relatief minder sterk aangereikt worden dan PCB-153 (zie aflopende ratio).



*Figuur 3.15. PCB's met dioxine achtige werking ( $\Sigma$  TCDD-EQ ng/kg versgewicht) in relatie tot de concentratie van congener 153 (ng/kg natgewicht) in waterplanten, schelpdieren, vissen, en aalscholvereieren.*

*Tabel 3.4 Overzicht van gemiddelde ratio van  $\Sigma$  TCCD-EQ/PCB-153 in organismen in Amer en Haringvliet, aangevuld met gegevens uit voorgaande studies in het Benedenrivierengebied*

Soort	$\Sigma$ TCCD-EQ / PCB-153	
	mean $\pm$ st. error of mean	n
Schedefonteinkruid	0.00071 $\pm$ 0.00003	6
Az. iatische mossel	0.00031 $\pm$ 0.00006	12
Driehoeksmossel	0.00043 $\pm$ 0.00016	5
Blankvoorn	0.00032 $\pm$ 0.00006	20
Brasem	0.00022 $\pm$ 0.00004	14
Baars	0.00026 $\pm$ 0.00004	7
Snoekbaars	0.00012 $\pm$ 0.00004	4
Paling	0.00016 $\pm$ 0.00003	9
Aascholver - ei	0.00018 $\pm$ 0.00003	25

Een opvallend verschijnsel is verder dat de gemiddelde ratio's van  $\Sigma$  TCCD-EQ tot PCB 153 in paling, blankvoorn en brasem lager is in door de Maas beïnvloede gebieden (Amer en Brabantsche Biesbosch) dan in de door de Rijn beïnvloede wateren (Nieuwe Merwede, Dordtsche Biesbosch) en gebieden met gemengde invloed (Hollandsch Diep, Haringvliet). Dit is aangegeven in Tabel 3.5.

*Tabel 3.5 Invloed van Rijn en Maas op de gemiddelde ratio van  $\Sigma$  TCCD-EQ/PCB-153 in vissen uit verschillende deelgebieden.*

Soort / Gebied	$\Sigma$ TCCD-EQ / PCB-153	
	gemiddelde (min - max range)	n
<b>Blankvoorn</b>		
- Maas	0.000042 (0.000039 - 0.000045)	2
- Rijn	0.000324 (0.000147 - 0.000459)	5
- Gemengd	0.000371 (0.000069 - 0.000914)	5
<b>Paling</b>		
- Maas	0.000035	1
- Rijn	0.000162 (0.000087 - 0.000293)	2
- Gemengd	0.000173 (0.000112 - 0.000235)	3
<b>Brasem</b>		
- Maas	0.000087 (0.000060 - 0.000115)	2
- Rijn	0.000191	1
- Gemengd	0.000259 (0.000143 - 0.000374)	2

\* Maas: Amer en Brabantsche Biesbosch; Rijn: Nieuwe Merwede, Dordtsche Biesbosch; Gemengd: Hollandsch Diep, Haringvliet.

### 3.8 Vergelijking met voorgaand onderzoek

In Tabel 3.6 is de kwalitatieve vergelijking van contaminantgehalten in taxonomische groepen organismen uit een voorgaande studie (Van Hattum et al., 1996) aangevuld met de gegevens uit de Amer en het Haringvliet. Alhoewel niet alle groepen in alle gebieden bemonsterd zijn en de gevonden rangordes en verschillen tussen gebieden vaak stof- en taxon-specifiek zijn, kunnen een aantal conclusies getrokken worden. De gegevens uit de Amer en het Haringvliet bevestigen dat verschillende soortgroepen geen overeenkomstige ranking laten zien van de gebieden, hetgeen duidt op soort-specifieke verschillen in blootstelling en biologische beschikbaarheid. Met uitzondering van Hg en OCB lijken de gehalten in waterplanten het laagst in het Haringvliet en de Amer; en in de vissen het laagst in het Haringvliet. Voor beide soortgroepen worden de hoogste gehalten meestal gevonden in de Brabantsche en Dordtsche Biesbosch. Bij de schelpdieren is het patroon verschillend voor de diverse contaminanten en worden met uitzondering van Hg de laagste waarden gevonden in de Nieuwe Merwede (PCB, OCB en PAK's), het Haringvliet (Cd) en de Amer (Hg).

De hoogste gehalten aan Cd worden gevonden in de Brabantsche Biesbosch (waterplanten, schelpdieren en vissen), de laagste gehalten in het Haringvliet en het Hollandsch Diep. Voor Hg zijn de maximale en minimale waarde soort- en locatie specifiek. Voor PAK's worden de hoogste gehalten gevonden in de Brabantsche Biesbosch (waterplanten) en de Amer (schelpdieren).

*Tabel 3.6. Kwalitatieve vergelijking van gehalten van een aantal belangrijke stofgroepen in verschillende taxonomische groepen organismen uit deelgebieden in het Benedenrivierengebied. \*\**

		waterplanten	schelpdieren
Cd	dr. wt.	BB DB AM > NM HV > HD	BB AM > NM, HD HV
Hg	dr. wt.	DB, BB > NM HV HD > AM	NM, HD > HV BB AM
PCB7	vers wt.	DB BB NM HD > HV AM	AM > HV > BB HD > NM
PCB-TEQ	vers wt.	DB BB HD > HV	HD HV BB NM
OCB	vers wt.	NM > BB DB HD > HV AM	HD > AM > HV > BB > NM
PAK	vers wt.	BB > NM DB HV HD > AM	AM > BB HV > HD > NM
		vissen	aalscholver-ei
Cd	dr. wt.	BB DB > AM NM > HD HV	DB > BW VJP
Hg	dr. wt.	NM > BB HD AM DB > HV	VJP BW DB
PCB7	vers wt.	DB > HD AM BB > NM > HV	DB > BW VJP
PCB-TEQ	vers wt.	DB > HD NM AM > BB > HV	DB VJP > BW
OCB	vers wt.	DB > HV AM > HD NM BB	DB > BW VJP

\*\* Gebieden: Brabantsche Biesbosch (BB), Dordtsche Biesbosch (DB), Hollandsch Diep (HD), Nieuwe Merwede (NM), Haringvliet (HV), Amer (AM), Ventjagersplaten (VJP), en Brede Water (BW). Concentraties zijn geordend van hoog naar laag op basis van gemiddelde waarde en standard error van het gemiddelde. Relatief grote verschillen zijn met een > teken aangegeven (indien gemiddelde waarden van hoogste series duidelijk boven interval van de standard error van het gemiddelde van voorgaande series lag).

Voor PCB's en PCB-TEQ worden in de Dordtsche de hoogste gehalten gevonden voor vis-sen en waterplanten; voor de schelpdieren worden de hoogste gehalten gevonden in de Amer, het Hollandsch Diep en het Haringvliet.

De nieuwe gegevens m.b.t. tot de aalscholvereieren van de kolonie Ventjagersplaten bevestigen de conclusies uit de voorgaande rapportage (van Hattum et al., 1996). Met uitzondering van Hg zijn de gehalten in de Dordtsche Biesbosch sterk verhoogd ten opzichte van de concentraties in eieren uit het Brede Water en de Ventjagersplaten.

## 4. Conclusies

Het in de Amer en Haringvliet uitgevoerde onderzoek aan waterplanten, schelpdieren, vissen en aalscholvereieren sluit aan op eerder uitgevoerd onderzoek in deelgebieden van de Zuidrand (Nieuwe Merwede, Brabantsche Biesbosch, Dordtsche Biesbosch en Hollandsch Diep). Veel van de hier beschreven waarnemingen liggen in de lijn van conclusies uit voorgaande rapportages (Van Hattum et al., 1993 en 1996) en zullen hier korthedshalve niet uitgebreid herhaald worden.

### Gebiedsverschillen

- De gehalten aan zware metalen en organische micro's in vissen, schelpdieren en waterplanten uit de Amer liggen in de meest gevallen op een vergelijkbaar niveau als waarnemingen uit de Brabantsche- en Dordtsche Biesbosch en het Hollandsch Diep.
- De gehalten in vissen en waterplanten uit het Haringvliet liggen veelal lager dan op andere locaties in het Benedenrivierengebied gevonden gehalten.
- Gehalten aan PCB's, OCB's, PAK's en Zn in schelpdieren uit het Haringvliet liggen op een relatief hoog niveau, hetgeen mogelijk te maken heeft met verschillen in biologische beschikbaarheid. Bij schelpdieren uit de Amer werd een afwijkend PCB patroon waargenomen met verhoogde gehalten aan PCB-138. Vergelijkbare bevindingen in de Brabantsche Biesbosch wijzen verschillen in het PCB-congeneerpatroon tussen de Maas en de Rijn.

### Doorvergiftiging

- Voor een aantal stoffen (Hg, PCB's sommige OCB's) kon de eveneens in voorgaande studies waargenomen biomagnificatie (i.e. met trofische positie toenemende concentraties) in beide watersystemen worden bevestigd. De trends zijn aanwezig zowel op versgewichtsbasis als op vetgewichtsbasis.
- Bij schelpdieren uit verschillende delen van het Haringvliet levert de accumulatie van planaire PCB's ernstige risico's op ten aanzien schelpdier etende predatoren, zoals b.v. de kuifeend. De door de Werkgroep BEO voorgestelde MTR's voor  $\Sigma$  TEQ en PCB-153 (indic.) worden in aan aantal gevallen met meer dan een factor 20 overschreden. Hoewel in schelpdieren uit de Amer geen planaire PCB's zijn bepaald, zijn op grond van extrapolatie van standaard PCB gehalten nog veel hogere overschrijdingen te verwachten.
- Cd gehalten in schelpdieren liggen in beide gebieden tot meer dan 10 maal boven de voorgestelde MTR's. De MTR voor anorganisch Hg wordt in het Haringvliet benaderd. Beoordeeld als methyl-Hg in schelpdieren wordt de MTR op enkele locaties in het Haringvliet benaderd of overschreden.
- Voor schedefonteinkruid geldt dat de Cd en Hg gehalten in beide gebieden soms dermate hoog zijn dat consumptie van plantedelen risico's oplevert voor plantenetende vogels zoals meerkoeten, kleine zwanen en wilde zwanen. De MTR voor Cd in waterplanten wordt op alle locaties overschreden; de MTR voor anorganisch Hg wordt op de meeste locaties in het Haringvliet overschreden. Beoordeeld als methyl-Hg liggen de gehalten in waterplanten op alle locaties in het Haringvliet boven de MTR en op twee locaties in de Amer. Pla-

naire PCB gehalten in waterplanten kunnen met name in het Haringvliet risico's opleveren voor herbivore watervogels.

- De toetsingswaarde van de Werkgroep BEO voor toxische PCB's (PCB-TEQs) in vissen werd voor alle beschouwde soorten overschreden in beide gebieden.
- De PCB gehalten in grote blankvoorn, brasem en paling uit het Haringvliet en alle soorten uit de Amer liggen daarnaast boven de voorgestelde ecotoxicologische grenswaarde voor aquatische toppredatoren van 100 (µg/kg (natgewicht; Σ7 PCB's).
- Voor alle vissoorten liggen de gehalten boven de in 1989 in het kader van het Otterbeschermingsplan voorgestelde waarde van 25 µg/kg (natgewicht; Σ PCB's) en de recent vastgestelde kritische grens voor de inductie van vitamine-A deficiëntie bij de otter van 14 µg/kg (versgewicht Σ 7PCB's).

#### Humane risico's

- Overschrijdingen van humane consumptienormen voor visproducten (Warenwet) werden waargenomen in het Haringvliet voor PCB 52 in grote blankvoorn en voor PCB 153 in kleine brasem, alsmede in de Amer voor blankvoorn, brasem en snoekbaars voor meerdere congenen (PCB 52, 101, 138, 153 en 180).
- Ten opzichte van de Canadese consumptienorm voor 2,3,7,8-TCDD equivalente concentraties van dioxines en PCB's waren overschrijdingen aanwezig bij paling uit het Haringvliet, alsmede blankvoorn, brasem en paling uit de Amer.

#### Aalscholvers

De gehalten aan PCB's waargenomen in de aalscholvereieren uit de kolonies Ventjagersplaten liggen ongeveer op een vergelijkbaar niveau als in voorgaand onderzoek in dezelfde kolonie. In beide kolonies liggen de gehalten van de meeste stoffen (met uitzondering van Hg en chloorbenzenen) op versgewichtsbasis gemiddeld de helft lager dan in de Dordtsche Biesbosch in de periode 87-92. Dit lijkt consistent met gegevens over het foerageergedrag voor een deel van de kolonie, in nabijgelegen schonere gebieden. Binnen de kolonie is sprake van een aanzienlijke individuele variatie. Non- en mono-ortho PCB gehalten lagen eveneens op een vergelijkbaar niveau als in voorgaand onderzoek.

## Referenties

- Ahlborg, U.G. Becking, G.C. Birnbaum, L.S. Brouwer, A. Derks, H.J.G.M. Feeley, M. Golor, G. Hanberg, A., Larsen, J.C. Liem, A.K.D. Safe, S.H. Schlatter, C. Waern, F. Younes, M. Yrjanheikki, E. 1994. Toxic Equivalency Factors for Dioxin-Like PCBs - Report on a WHO-ECEH and IPCS Consultation, December 1993. *Chemosphere* 28:1049-1067.
- Ankley, G.T., G.J. Niemi, K.B. Lodge, H.J. Harris, D.L. Beaver, D.E. Tillitt, T.R. Schwartz, J.P. Giesy, P.D. Jones, and C. Hagley (1993). Uptake of Planar Polychlorinated Biphenyls and 2,3,7,8-Substituted Polychlorinated Dibenzofurans and Dibenzo-P- Dioxins by Birds Nesting in the Lower Fox River and Green Bay, Wisconsin, USA. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24, 332-344.
- Anonymus (1992). *Nader onderzoek waterbodem - uitgangsdokument*. Rijkswaterstaat, Directie Zuid-Holland, Rotterdam.
- Anonymus (1993). *Nader Onderzoek Zuidrand Noordelijk Deltabekken - Uitgangsdokument*. Rijkswaterstaat, Directie Zuid-Holland.
- Ariese, F. (1993). *Shpol'skii spectroscopy and synchronous fluorescence spectroscopy - (bio)monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons and their metabolites*. Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Ballschmiter, K. and M. Zell (1980). Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary Gas Chromatography. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 302, 20-31.
- Berg, M. van den, B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, I.J. Lutke-Schipholt, B. Spenkelink, and A. Brouwer (1992). The Use of Biochemical Parameters in Comparative Toxicological Studies with the Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in the Netherlands. *Chemosphere* 25, 1265-1270.
- Bosveld, A.T.C., J. Gradener, M. van Kampen, A.J. Murk, E.H.G. Evers and M. van den Berg (1993). Occurrence and effects of PCBs, PCDDs and PCDFs in hatchlings of the common tern (*Sterna Hirundo*). *Chemosphere*, submitted for publication.
- Bosveld, A.T.C., M. van den Berg and R.M.C. Theelen (1992). Assessment of the EROD-inducing potency of eleven 2,3,7,8- substituted PCDD/Fs and three coplanar PCBs in the chick embryo. *Chemosphere*, in press.
- Boudewijn, T.J. en S. Dirksen (1991). *Monitoring van biologische effecten van verontreiniging: aalscholvers in de Dordtsche Biesbosch en op de Ventjagersplaten in 1992*. Bureau Waardenburg BV, Culemborg.
- Boudewijn, T.J. en S. Dirksen (1995). *Monitoring van biologische effecten van verontreinigingen op het broedsucces van aalscholvers in de Dordtsche Biesbosch, de Ventjagerplaten en het Brede Water in 1994*. Bureau Waardenburg B.V., Culemborg.
- Brunström, B. and L. Andersson (1988). Toxicity and ERID inducing potency of coplanar polychlorinated biphenyls (PCBs) in chick embryos. *Arch. Toxicol.* 62, 263-264.
- De Boer, J. (1995). *Analysis and biomonitoring of complex mixtures of persistent halogenated micro-contaminants*. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- De Boer, J., C.J.N. Stronck, W.A. Traag and J. van der Meer (1993). Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. *Chemosphere* 26, 1823-1842.
- Den Besten, P.J. (1993). *Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede*. Rijkswaterstaat RIZA / Directie Zuid-Holland, Lelystad/Rotterdam.



- Den Besten, P.J., C.A. Schmidt, M. Ohm, M.M. Ruys, J.W. van Berghem and C. van de Guchte (1995). Sediment quality assessment in the delta of rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4, 257-270.
- Den Besten, P.J. (1999a). *Biotisch effectonderzoek Haringvliet* (in prep.).
- Den Besten, P.J. (1999a). *Biotisch effectonderzoek Amer* (in prep.).
- Dirksen, S., T.J. Boudwijn, L.K. Slager, R.G. Mes, M.J.M. van Schaick and P. de Voogt (1995). Reduced breeding success of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in relation to persistent organochlorine pollution of aquatic habitats in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 88, 119-132.
- Gaag, M.A. van de, M. van de Berg, A. Brouwer, S. Dirksen, T.J. Boudewijn and G. van Urk (1991). Impaired breeding success of some cormorant populations in The Netherlands: the net tightens around compounds with dioxin-like effects. In: De Wit, J.A.W. *et al.* (eds.). *The Effects of midropollutants on components of the Rhine ecosystem*. Report No. 35-1991. Project Ecological Rehabilitation of the River Rhine, RIZA, Lelystad. p. 71-77.
- Giesy, J.P., Bowerman, W.W., Mora, M.A., Verbrugge, D.A., Othoudt, R.A., Newsted, J.L., Summer, C.L., Aulerich, R.J., Bursian, S.J., Ludwig, J.P., Dawson, G.A., Kubiak, T.J., Best, D.A., and Tillitt, D.E. (1995): Contaminants in fishes from great lakes-influenced sections and above dams of three michigan rivers: III. Implications for helath of bald eagles. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 29:309-321.
- Hattum, B. van, G. Korthals, P. Leonards, M. Smit en A. de Jongh (1992). *Biologische monitoring van PCB's in een voormalige otterbiotoop, Oude Venen (Friesland)*. Rapport nr. 92/04. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Hattum, B. van, S. Dirksen (1992). *Microverontreinigingen in blankvoorns en schelpdieren uit de Maas en Maasplassen. Report nr. 3 "Project ecological rehabilitation of the river Meuse*. Rijks-waterstaat, RIZA, Arnhem.
- Hendriks, A.J., H. Pieters (1993). Monitoring concentrations of microcontaminants in aquatic organisms in the Rhine Delta: a comparison with reference values. *Chemosphere* 26, 817-836.
- Hoffman, D.J., C.P.Rice, and T.J.Kubiak (1996): PCBs and Dioxins in Birds. In: *Environmental Contaminants in Wildlife - Interpreting Tissue Concentrations*, edited by W.N. Beyer, *et al*, pp. 165-207. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Jongbloed, R.H., Pijnenburg, J., Mensink, B.J.W.G., Traas, T.P., Luttik, R. (1994). A model for environmental risk assessment and standard setting based on biomagnification. Top predators in terrestrial ecosystems. 719101012 plus annex, RIVM, Bilthoven.
- Jonkers, D.A. and J.W. Everts (1992). Seaworthy. Derivation of micropollutant risk levels for the North Sea and Wadden Sea. Publicatiereeks Gebiedsgericht beleid nr. 1992/3. Ministry of Housing, Physical Planning and the Environment and Ministry of Transport, Public Works and Water Management. The Hague, Leidschendam, The Netherlands.
- Larsson, P., S. Hamsin and L. Okla. (1991). Factors determining the uptake of persistent pollutants in an eel population (*Anguilla anguilla* L.). *Environ. Pollut.* 69, 39-50.
- Leonards, P.E.G., B. van Hattum, W.P. Cofino en U.A.Th. Brinkman (1993). The assessment of planar, mono-ortho and di-ortho substituted PCB congeners in different organs and tissues of polecats (*Mustela putorius* L) from the Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13, 129-142.
- Ministerie Landbouw en Visserij (1989). *De otter in perspectief: een perspectief voor de otter. Herstelplan Leefgebieden Otter*. Directie Natuur, Milieu en Faunabeheer. Den Haag.

- Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1991). *Notitie milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water*. Kamerstukken II, 1990-1991, 21 990 nr. 1.
- Mowrer, J. K. Aswald, G. Burgermeister, L. Machado and J. Tarradellas (1982). PCB in a Lake Geneva ecosystem. *Ambio* 11, 355-358.
- Niimi, A.J. and B.G. Oliver (1989). Distribution of polychlorinated biphenyl congeners and other halocarbons in whole fish and muscle among Lake Ontario salmonids. *Environ. Sci. Technol.* 23, 83-88.
- Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988). Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environmental Science and Technology* 22, 388-397.
- Peakall, D.B. (1996). Dieldrin and other cyclodiene pesticides in wildlife. In: *Environmental Contaminants in Wildlife - Interpreting Tissue Concentrations*, edited by W.N. Beyer, *et al.*, pp. 73-97. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Potts G.R. (1968). Success of eggs of the shag on the Farne Islands, Northumberland, in relation to their content of dieldrin and p,p'-DDE. *Nature* 217: 1282-1284.
- Pluim, H.J., P.C. Slot, K. Olie, J.W. v/d Slikke and J.G. Kopper (1992). Diurnal variations in concentrations of PCDDs and PCDFs in human milk. *Chemosphere* 25, 307-311.
- RIVO (1992). *Visserijonderzoek Jaarverslag 1991*. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek, Instituut voor Visserijproducten en Landbouw Economisch Instituut, IJmuiden. p. 18-32.
- RIZA (1991). *Biologische monitoring zoete rijkswateren*. Notanr. 91.039, Rijkswaterstaat, RIZA, Lelystad.
- Romijn, C.A.F.M., R. Luttik, D. v.d. Meent, W. Slooff and J.H. Canton (1991). *Presentation and analysis of a general algorithm for risk assessment on secondary poisoning*. Report. No. 67102002. RIVM, Bilthoven.
- Safe, S. (1990). Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *Critical Reviews in Toxicology* 21, 51-88.
- Schaick, M. van en P. de Voogt (1989). *Gehalten van PCB congenen in eieren en braakmonsters van Nederlandse aalscholvers*. Rapport nr. W-89/173. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Sokal, R.R. and F.J. Rohlf (1987). *Biometry - the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Co., New York (USA).
- Statistical Graphics Corporation (1987). *Statgraphics version 2.6 - statistical graphics system users guide*. Statistical Graphics Corporation, Rockville, MD.
- Stortelder, P.B.M., M.A. van der Gaag en L.A. van der Kooij (1989). *Kansen voor waterorganismen - een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbodem*. DBW-RIZA notanr. 89.016a, Rijkswaterstaat, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Lelystad.
- Stronkhorst, J., T. Ysebaert, F. Smedes, P. Meininger, S. Dirksen, and T. Boudewijn (1993). *Contaminants in eggs of some waterbirds species from the Schelde estuary*. Manuscript in prep.
- Thomann, R.V., Connolly, J.P. and T.F. Parkerton (1992). An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interaction. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 615-630.
- Tillitt *et al.* (1992). Polychlorinated biphenyl residues and egg mortality in double-crested cormorants from the Great Lakes. *Environm. Toxicol. Chem.* 11, 1281-1288.

- Tillitt, D.E., G.T. Ankley, D.A. Verbrugge, J.P. Giesy, J.P. Ludwig and T.J. Kubiak (1991). H411E Rat hepatoma cell bioassay-derive 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents in colonial fish-eating waterbird eggs from the Great Lake. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21, 91-101.
- Valk, F. van der, H. Pieters and R.C. Wegman (1989). *Bioaccumulation in yellow eel (Anguilla anguilla) and perch (Perca fluviatilis) from the Dutch branches of the Rhine - mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons*. Publications and reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the River Rhine', No. 7, RIZA, Lelystad, The Netherlands.
- Van de Plassche, E.J., Canton, J.H., Eijs, Y.A., Everts, J.W., Janssen, P.J.C.M., Koten van-Vermeulen, J.E.M., Polder, M.D., Posthumus, R., Stoppelaar de, J.M. (1994). Annex to report 679101012: Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning (E.J. van de Plassche); RIVM, Bilthoven.
- Van Hattum, B., I. Burgers, K. Swart, A. van der Horst, J.W. Wegener, P. leonards, M. Rijkeboer en P. den Besten (1996). Biomonitoring van microverontreinigingen in het Hollandsch Diep, De Dordtsche en de Brabantsche Biesbosch. Rapport nr. E-96/12. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit. Amsterdam
- Van Hattum, B., P. Leonards, I. Burgers en B. van der Horst (1993). *Microverontreinigingen in organismen uit de Nieuwe Merwede en de Dordtsche Biesbosch - Nader Onderzoek Nieuwe Merwede*. Rapport nr. E-92/19. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit. Amsterdam.
- Van Hattum, B., K. Swart en B. van der Horst (1998). Microverontreinigingen in lepelaarkuikens uit het Zwanenwater. Rapport nr. R-98/06. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit. Amsterdam
- Voogt, P. de, D.E. Wells, L. Reuthergard and U.A.Th. Brinkman (1990). Biological activity, determination and occurrence of planar, mono- and di-ortho PCBs. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 40, 1-46.
- Wegener, J.W.M., M. van Schaick and H. Aiking (1992). Active biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons by means of mosses. *Environ. Pollut.* 76, 15-18.
- Wegener, J.W.M., P. Overweg, H. Aiking en H. Govers (1988). Project Integratie Milieu Metingen 1987: Hoekse Waard en Flakkee. Rapport nr. R-88/17. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit., Amsterdam.
- Werkgroep Toxiciteitsequivalentfactoren (1990). *Voorstel toxiciteitsequivalentiefactoren PCB's*. Werkgroep Toxiciteitsequivalentiefactoren, Ministerie VROM, Leidschendam.
- Wiemeyer, S.N. et al. (1984). Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury residues in bald eagles 1969-1979 and their relationships to eggshell thinning and reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 529-549.
- Wiemeyer, S.N. et al. (1988). Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury in opsrey eggs 1970-1979 and their relationships to eggshell thinning and reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 767-787.
- Wolfe, M.F. et al., (1997). Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 146-160.
- Yamashita, N., S. Tanabe, J.P. Ludwig, H. Kurita, M.E. Ludwig and R. Tatsukawa (1993). Embryonic abnormalities and organochlorine contamination in double crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Caspian terns (*Hydroprogne caspia*) from the upper Great Lakes in 1988. *Environmental Pollution* 79; 163-173.
- Zorge, J.A. van, J.H. van Wijnen, R.M.C. Theelen, K. Olie and M. van den Berg (1989). Assessment of the toxicity of mixtures of halogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by use of toxicity equivalence factors (TEF). *Chemosphere* 19, 1881-1895.





## Bijlagen

- Bijlage 1. Overzicht aantallen monsters en geanalyseerde parameters
- Bijlage 2. Basisgegevens bemonsterde organismen
- Bijlage 3. Zware metalen in organismen
  - Tabel 3.1. Gehalten op basis van versgewicht
  - Tabel 3.2. Gehalten op basis van asvrijdrooggewicht
  - Tabel 3.3. Gehalten op basis van drooggewicht
- Bijlage 4. PCB's in organismen
  - Tabel 4.1. Gehalten op basis van versgewicht
  - Tabel 4.2. Gehalten op basis van vetgewicht
- Bijlage 5. OCB's in organismen
  - Tabel 5.1. Gehalten op basis van versgewicht
  - Tabel 5.2. Gehalten op basis van vetgewicht
- Bijlage 6. PAK's in organismen
  - Tabel 6.1. Gehalten op basis van versgewicht
  - Tabel 6.2. Gehalten op basis van vetgewicht
- Bijlage 7. Non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's in organismen
  - Tabel 7.1. Gehalten op basis van versgewicht
  - Tabel 7.2. Gehalten op basis van vetgewicht
  - Tabel 7.3. TCDD-EQ, gehalten op basis van versgewicht
  - Tabel 7.4. TCDD-EQ, gehalten op basis van vetgewicht
- Bijlage 8. Samenvatting van somparameters organische microverontreinigingen
  - Tabel 8.1. Gehalten op basis van versgewicht
  - Tabel 8.2. Gehalten op basis van vetgewicht
- Bijlage 9. Dioxines (PCDD's / PCDF's) in vismonsters uit de Amer (ng/kg)
- Bijlage 10. Toxiciteitsequivalenten (TEF) voor PCB's, dioxines (PCDD's) en dibenzofuranen (PCDF's)

Bijlage 11. Ecotoxicologische grenswaarden en consumptienormen

Tabel 11.1. Voorgestelde ecotoxicologische grenswaarden voor prooiorganismen beschreven of gebruikt in diverse recente Nederlandse studies

Tabel 11.2. Consumptienormen

Tabel 11.3. Risiconormen doorvergiftiging Werkgroep Biotisch Effect Onderzoek

Tabel 11.4 Samenvatting van in de literatuur voorgestelde kritische grenzen voor PCB's, DDT, Dieldrin, dioxines en Hg in vogels.

## Bijlage 1. Overzicht aantallen organismen en geanalyseerde parameters

Aantal monsters	Aalscholvereieren	Vissen	Schelpdieren	Waterplanten
<b>Zuidrand</b>				
- Ventjagersplaten	n=6			
- Amer		n=7	n=3	n=4
- Haringvliet		n=11	n=12	n=10
<b>Totaal</b>	<b>n=6</b>	<b>n=18</b>	<b>n=15</b>	<b>n=14</b>
<b>Stofgroepen</b>				
Zware metalen:				
- Cd, Hg, Zn	+	+	+	+
- Pb, Cu, Cr, Ni		+	+	
PCB's (7 congenen)	+	+	+	(+)
PCB's (non-/mono-ortho's)	+	+	(+)	(+)
PAK's (EPA-16)			+	(+)
OCB's (16)	+	+	+	(+)
Dioxines		+		



(+) bepaald in een deel van de monsters of samengestelde monsters.

Toelichting stofgroepen met in deze rapportage aangehouden afkortingen:

### PAK's

uit de selectie voorgesteld door US-EPA: naftaleen (NAF), acenafteen (ACN), acenafty-leen (ACY), fluoreen (FLU), antraceen (ANT), fenantreen (FEN), fluorantheen (FLA), pyreen (PYR), benzo(a)anthraceen (BaA), chryseen (CHRY), benzo(b)fluorantheen (BbF), benzo(k)fluorantheen (BkF), benzo(a)pyreen (BaP), dibenzo(ah)anthraceen (DBA), benzo(ghi)perylene (BPE), indeno(123-cd)pyreen (IPY).

### OCB's

pentachloorbenzeen (QCB), hexachloorbenzeen (HCB), octachloorstyreen, hexachloor-cyclohexaan stereoisomeren: -HCH,  $\beta$ -HCH, -HCH (lindaan), dieldrin, endrin, heptachloor, heptachloorepoxide, op'-DDE, pp-DDE', op'-DDD, pp'-DDD, op'-DDT, pp'-DDT.

### PCB's

nummering van congenen conform IUPAC systeem (Ballschmiter *et al.*, 1980).

7 congenen uit de landelijke monitoringsprogramma's: IUPAC nrs. 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180 (in deze rapportage ook wel aangeduid als standaard PCB's).

Mono-ortho gesubstitueerde PCB's: IUPAC congenen: 60, 74, 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 en 189.

Non-ortho gesubstitueerde PCB's: IUPAC congenen 77, 126, 169. Alhoewel strikt genomen alleen bij de non-ortho gesubstitueerde congenen sprake is van een vlakke ruim-



telijke orientatie, worden in het spraakgebruik de non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's meestal gezamenlijk aangeduid als vlakke PCB's of coplanaire PCB's.

### **Dioxines**

*Polychloordibenzodioxines* (PCDD's): 2,3,7,8-TCDD; 1,2,3,7,8-PeCDD; 1,2,3,4,7,8-HxCDD; 1,2,3,7,8,9-HxCDD; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD; 1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD.

*Polychloordibenzofuranen* (PCDF's): 2,3,7,8-TCDF; 1,2,3,7,8,9-PeCDF; 2,3,4,7,8-PeCF; 1,2,3,4,7,8-HxCDF; 1,2,3,6,7,8-HxCDF; 1,2,3,7,8,9-HxCDF; 2,3,4,6,7,8-HxCDF; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF; 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF; 1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF.

## Bijlage 10. Toxiciteitsequivalentfactoren (TEF) voor PCB's, dioxines (PCDD's) en dibenzofuranen (PCDF's)

*Tabel 10.1. Toxiciteitsequivalenten (TEF) voor enkele PCB's; voorgesteld door de Werkgroep Toxiciteitsequivalentiefactoren (1990).*

PCB's	aantal C1	IUPAC nr	TCDD-TEF
non-ortho	tetra	77	0.01
		81	-
	penta	126	0.1
	hexa	169	0.005
mono-ortho	tetra	60	0.00001
		74	0.00001
	penta	105	0.0001
		114	0.0005
		118	0.00005
		123	0.00005
	hexa	156	0.0005
		157	0.0005
		167	0.00001
	hepta	189	-

Bron: Werkgroep Toxiciteitsequivalentiefactoren (1990); voor overzicht van in de literatuur voorgestelde TEF-waarden, zie De Voogt *et al.* (1990).

- : Geen TEF-waarde voorgesteld.

Tabel 10.2. Toxiciteitsequivalentfactoren (TEF) voor dioxines (PCDD's) en dibenzofuranen (PCDF's); voorgesteld door de Werkgroep Toxiciteitsequivalentiefactoren (1988).

Stofgroep	aantal Cl	Substitutiepatroon	TEF t.o.v. 2,3,7,8-TCDD
dioxines	4 TCDD	2,3,7,8	1
	5 PeCDD	1,2,3,7,8	0.5
	6 HxCDD	1,2,3,4,7,8	0.1
		1,2,3,7,8,9	0.1
	7 HpCDD	1,2,3,4,6,7,8	0.01
	8 OCDD	1,2,3,4,6,7,8,9	0.001
dibenzofuranen	4 TDCF	2,3,7,8	0.1
	5 PeCDF	1,2,3,7,8,9	0.05
		2,3,4,7,8	0.5
		1,2,3,4,7,8	0.1
	6 HxCDF	1,2,3,6,7,8	0.1
		1,2,3,7,8,9	0.1
		2,3,4,6,7,8	0.1
		1,2,3,4,6,7,8	0.01
	7 HpCDF	1,2,3,4,7,8,9	0.01
		1,2,3,4,6,7,8,9	0.001

Bron: Werkgroep TEF (1988); Van Zorge *et al.* (1989).

## Bijlage 11. Ecotoxicologische grenswaarden en consumptienormen

Tabel 11.1. Voorgestelde ecotoxicologische grenswaarden voor prooiorganismen beschreven of gebruikt in diverse recente Nederlandse studies.

Stof	Ecotoxicologische grenswaarden (µg/kg versgewichtsbasis)					
	Stortelder <i>et al.</i> (1989)	v/d Guchte (1991)	Zeewaardig (1992)		Romijn <i>et al.</i> (1991)	HLO (1989)
Target organisme:	toppredator	toppredator	vogel	vogel	vogel	otter
Prooi-organisme:	vis	vis	mossel	vis	voedsel	vis
Type grenswaarde:			MTR	MTR	MTR	NOEC
<b>Zware metalen</b>						
Hg	1000	100	7	12	400	
methyl-Hg					160	
Cd	50	5	12	19		
Pb	500	117				
<b>OCB's</b>						
pp-DDT			60	98		
op-DDT						
pp-DDE			0.01	18		
pp-DDD			8	13		
DDT+DDE+DDD	150			116	130	
HCB	200		7	59	500	
Dieldrin	300		25	40	100	
Endrin	300					
α-HCH	200		12	19	160	
<b>PCB's/dioxines</b>						
PCB 28	10	1				
PCB 52	4	16				
PCB 101	8					
PCB 118	8					
PCB 138	10	40				
PCB 153	10		146	238	1000	
PCB 180		12				
Som 7 PCB's	62					
Som alle PCB's	100				25	
TCDD-equivalenten ng/kg						
		20				

Bronnen: Stortelder *et al.* (1989), nota "Kansen voor waterorganismen". Van de Guchte (1991). Zeewaardig (1992): Jonkers en Everts (1992). HLO (1989): "Herstelplan Leefgebieden Otter", Ministerie LNV (1989). Romijn *et al.* (1991).

Afkortingen: MTR: maximaal toelaatbaar risiconiveau; NOEC: no observed effect concentration.

Tabel 11.2. Consumptienormen (mg/kg produktbasis).

Stof	Nederland Warenwet				Canada	Duitsland
	paling	vis	kreeft	schelp- dieren	vis	vis
<b>Zware metalen</b>						
Hg		1000	1000	1000	500	500
Cd		50	300	1000	350	500
Pb		500	500	2000	500	500
<b>PCB's</b>						
PCB 28	500	100			200	
PCB 52	200	40			200	
PCB 101	400	80			200	
PCB 118	400	80			-	
PCB 138	500	100			300	
PCB 153	500	100			300	
PCB 180	600	120			200	
Som 6 PCB's						
Som 7 PCB's	3100	620				
Som alle PCB's	5000	1000			200	
<b>Dioxines</b>						
Som TCDD-EQ					0.02	-
<b>OCB's</b>						
Som DDT, DDE, DDD		500*			5000	3500**
Dieldrin, Alderin		50*				1000**
HCb		50*				500**
$\alpha$ -HCH		50*				500** <sup>a</sup>
$\beta$ -HCH		50*				
$\gamma$ -HCH		50*				
Heptachloor						
Heptachloorepoxide		20*				2000**

\* = Voorgestelde norm, nog niet van kracht.

\*\* = Op vetgewichtsbasis.

<sup>a</sup> Som van  $\alpha$  en  $\beta$ -isomeren.

Bron: CCRX (1990); LAC (1991); Van der Valk (1989).

Tabel 11.3. Risiconormen doorvergiftiging Werkgroep Biotisch Effectonderzoek (mg/kg versgewicht).\*

Stof	MTR graan**	MTR matig vette vis	MTR kleine vis (laag% vet)	MTR mossel	MTR chir/oligo	MTR plant
pp-DDT	0.21	0.095	0.074	0.040	0.029	0.012
op-DDT	5	2.3	1.8	0.949	0.693	0.292
pp-DDE	0.15	0.068	0.053	0.028	0.021	0.009
pp-DDD	0.11	0.050	0.039	0.021	0.015	0.006
lindaan	0.16	0.072	0.056	0.030	0.022	0.009
β-HCH	63	29	22	12	8.737	3.679
aldrin	0.005	0.002	0.002	0.0009	0.0007	0.0003
dieldrin	0.29	0.131	0.102	0.055	0.040	0.017
cadmium	0.041	0.019	0.014	0.008	0.006	0.002
methyl-Hg	0.093	0.042	0.033	0.018	0.013	0.005
Hg	0.4	0.181	0.140	0.076	0.055	0.023
HCB	0.5	0.226	0.175	0.095	0.069	0.029
PCB-153	2	0.905	0.701	0.380	0.277	0.117
TCDD (ng/kg)	-	2.0	1.5	0.839	0.613	0.258
PCB-153 (indic.)***	-	0.006	0.004	0.005	0.004	-
endosulfan	8.1	3.7	1.7	1.5	1.1	0.473
endrin	0.13	0.059	0.028	0.025	0.018	0.008
heptachloor	0.9	0.407	0.191	0.171	0.125	0.053
heptachloorep.	0.002	0.001	0.0004	0.0004	0.0001	

\* Bron: Den Besten (1993) en Den Besten et al. (1995). Omgerekend vanuit MTR-graan naar verschillende soorten voedsel via correctiefactoren voor verschillen in energetische inhoud; berekend op basis van gegevens in Jongbloed *et al.* (1994).

\*\* MTR voor de beoordeling van risico's voor vogels, conform Van de Plassche (1994).

\*\*\* Gebaseerd op correlatie tussen PCB-153 en totale dioxine-equivalente concentratie ( $\Sigma$ TCDD-EQ) van vlakke PCBs in verschillende organismen (zie H 3.9)

Tabel 11.4 Samenvatting van in de literatuur voorgestelde kritische grenzen voor PCB's, DDT, Dieldrin, dioxines en Hg in vogels\*.

Stof/soort	Endpoint	Conc. mg/kg	Weefsel	Ref.
<b>Hg</b>				(1)
Visdief	EC, broedsucces	9 - 27	lever	
Grote Zilverreiger	EC, ziekte incidentie	7	lever	
IJssduiker	EC, broedsucces	3 - 50	lever	
Fazant	EC, broedsucces	0.5 - 1.5	ei	
Zilvermeeuw	NOEC, broedsucces	2 - 16	ei	
Watervogels	EC, major toxic effects	5	lever	
	LOEC, various toxic effects	1 - 4	ei	
<b>Σ PCB's</b>				
Kuikens, kip	EC, broedsucces	1 - 5	ei	(2)
Watervogels	EC, broedsucces	8 - 25	ei	
<b>TCDD-EQ</b>		ng/kg		(2)
Kuikens, kip	EC, embromortaliteit, teratogenesis	20 - 50	ei	
Reiger	EC, groei embryo's	150 - 250	ei	
Foster's stern	EC, embryotoxiciteit	600- 7300	ei	
Fazant	EC, embryo toxiciteit	1000	ei	
<b>DDT</b>				
Am. Zearend	NOEAC, eischaaldikte	3.5	ei	(3)
visarend	EC, eischaaldikte (10-20% reductie)	2 - 9	ei	(4)
<b>Dieldrin</b>				
Am. Geoorde aal-scholver	EC, reproductie	2-3	ei	(5)
Am. Zearend	NOEC, reproductie, adult mortality	0.1	ei	(3)
div. soorten	effect level, mortaliteit	4-10	hersenen	(6)

Samenvatting aangepast aan Van Hattum *et al.* (1998). Referenties: (1) Wolfe *et al.* (1997), (2) Hoffman *et al.* (1996), (3) Giesy *et al.* (1995), (4) Wiemeyer *et al.*, (1984; 1988), (5) Potts (1968), en Peakall (1996)